

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLOGICAS

**“Análisis de las comunidades de arañas (Arachnida: Araneae)
presentes en espacios verdes de la ciudad de Córdoba,
Argentina”**

Biól. Carina Inés Argañaraz

Directora: Dra. Raquel Miranda Gleiser

**Universidad Nacional de Córdoba
Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal
Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales
CONICET**



**FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA**

**Córdoba, Argentina
2018**

COMISIÓN ASESORA

Dra. Raquel Miranda Gleiser, Universidad Nacional de Córdoba, Naturales, Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal, Centro de Relevamiento y Evaluación de Recursos Agrícolas y Naturales-CONICET

Dra. Alda González, Centro de Estudios Parasitológicos y de Vectores, Universidad Nacional de La Plata-CONICET

Dra. Silvia Adriana Salvo, Universidad Nacional de Córdoba, Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal- CONICET

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha:

Calificación:

TRIBUNAL

Firma: Aclaración:

Firma: Aclaración:

Firma: Aclaración:

Agradecimientos

A mis seres queridos por su apoyo incondicional.

A mi directora Dra. Raquel Gleiser por su apoyo, paciencia y dedicación.

A los miembros de la Comisión Asesora: Dras. Adriana Salvo y Alda González por su buena predisposición durante todo el doctorado y valiosos comentarios. A la Dra. Miryam Damborsky (Tribunal externo) por sus aportes a mejorar el trabajo final.

A mis compañeros del CREAN, que siempre están al rescate emocional y profesional.

A mi amigo y colega incondicional Gonzalo Rubio por presentarme y alentarme a trabajar con arañas, nuestra pasión compartida.

A toda la gente que colaboró de alguna u otra forma a lo largo de esta Tesis y para que sea posible: Raúl Villarreal, Luna Silvetti, Leandro Bareiro, Leandro Wagner, Alan Ruíz, Mayra Ontivero.

A los aracnólogos que de manera desinteresada me brindaron apoyo en la determinación de especies: Dr. Gonzalo Rubio (Anyphaenidae, Corinnidae, Eutichuridae, Gnaphosidae, Hahniidae, Salticidae, Trachelidae), Dr. Arno Lise y Dr. Renato Teixeira (Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Brasil; Thomisidae); Dr. Martín Ramírez (Museo Bernardino Rivadavia; Phrurolithidae), Dr. Matías Izquierdo y Biólogo Franco Cargnelutti (Universidad Nacional de Córdoba; Pholcidae, Oonopidae); Dr. Luis Piacentini (Museo Bernardino Rivadavia; Lycosidae); Dr. Antonio Brescovit (Theridiidae) y Dr. Yuji Lemos (Linyphiidae) (Instituto Butantán, Brasil). Pamela Gonzalez (Theridiidae, Universidad del Litoral).

Personales de apoyo del CREAN que ha colaborado en esta Tesis de manera activa: Ing. José Santa y Lic. Alejandro Barbeito.

El Sr. Juan López Sánchez, el Sr. Carlos y el Sr. Sergio por facilitarme los ingresos a sus propiedades.

El personal y sector administrativo de la Reserva urbana San Martín, la Secretaría de Espacios verdes de la ciudad de Córdoba y la Agencia Córdoba Ambiente por facilitarme los permisos correspondientes de colecta.

Al personal del Doctorado en Ciencias Biológicas por su buena voluntad en cada uno de mis inconvenientes administrativos.

Agradezco financiación parcial de: SECYT-UNC (SECYT 2014-2015 y 2016-2017), CONICET (PIP 2014) y ANPCYT (PICT 2014-2492). A CONICET por el otorgamiento de una Beca Doctoral.

Listado de publicaciones derivadas de esta Tesis

Rubio GD, Argañaraz CI, Gleiser RM (2015) A new species of jumping spider *Neonella* Gertsch, with notes on the genus and male identification key (Araneae, Salticidae). *Zookeys* 532: 1-14

Argañaraz CI, Gleiser RM (2017) Does urbanization have positive or negative effects on Crab spider (Araneae: Thomisidae) diversity? *Zoologia* 34: e19987

Argañaraz CI, Rubio GD, Gleiser RM (2017) Spider communities in urban green patches and their relation to local and landscape traits. *Biodiversity and Conservation* <https://doi.org/10.1007/s10531-017-1476-8>

Índice

Resumen	1
Summary	2
Capítulo 1	
1.1 Marco general	3
1.2 Urbanización vs diversidad	5
1.3 Urbanización y artrópodos	8
1.4 Urbanización y arañas (Arachnida, Araneae)	9
1.5 Otras consideraciones	13
1.6 Hipótesis y predicciones	13
1.7 Objetivo general	14
1.8 Estructura general de la Tesis	15
Capítulo 2	
2.1 Área de estudio	16
2.2 Métodos de muestreo	18
2.2.1 Limitaciones de la técnica	20
2.3 Determinación de la fauna	20
2.4 Clasificación en gremios	21
2.5 Caracterización local de los parches	22
2.5.1 Porcentaje de estructura vertical	23
2.5.2 Porcentaje de cobertura arbórea	23
2.5.3 Obtención de porcentaje de estructura vertical y cobertura arbórea	23

2.5.4 Porcentaje de cobertura horizontal	24
2.6 Caracterización a nivel de paisaje	24
2.6.1 Digitalización de las categorías en las imágenes satelitales	26

Capítulo 3

3.1 Introducción	27
3.1.1 Objetivo específico	28
3.2 Metodología para el análisis de datos	28
3.2.1 Representatividad de las arañas en las muestras	28
3.2.2 Curvas de rarefacción de especies	29
3.2.3 Estimadores de riqueza (número de especies)	30
3.2.4 Estimadores de diversidad (riqueza y abundancia)	31
3.3 Resultados	32
3.3.1 Fauna de Araneae	32
3.3.2 Representatividad y diversidad de la fauna de arañas en los sitios	37
3.3.3 Descripción de los gremios detectados	41
3.3.4 Descripción de las familias más abundantes	43
3.3.4.1 Linyphiidae	43
3.3.4.2 Thomisidae	44
3.3.4.3 Theridiidae	45
3.3.4.4 Salticidae	47
3.4 Discusión	48

Capítulo 4

4.1 Introducción	53
------------------	----

4.1.1 Hipótesis	54
4.1.2 Objetivos específicos	55
4.2 Metodología para el análisis de datos	55
4.3 Resultados	57
4.3.1 Caracterización del hábitat a escala local	57
4.3.2 Caracterización del hábitat a escala de paisaje	58
4.3.3 Correlaciones entre variables a escala local y de paisaje	60
4.3.4 Relaciones entre las características del hábitat y la fauna de Araneae	61
4.3.4.1 Araneofauna total	61
4.3.4.2 Familias Linyphiidae y Thomisidae	64
4.3.4.3 Familia Theridiidae	65
4.3.4.4 Familia Salticidae	66
4.3.4.5 Gremios	69
4.5 Discusión	71
4.5.1 Arañas y vegetación a escala local	71
4.5.2 Arañas y el paisaje urbano	75
Capítulo 5	
5.1 Introducción	78
5.1.1 Hipótesis	79
5.1.2 Objetivos específicos	80
5.2 Metodología para el análisis de datos	80
5.2.1 Representación de la fauna y diversidad por ambiente	80
5.2.2 Diferencias en la composición de especies entre ambientes	82

5.2.3 Abundancia de juveniles por ambiente	83
5.3 Resultados	83
5.3.1 Riqueza y abundancia de arañas en ambiente urbano y suburbano	83
5.3.1.1 Araneofauna total	83
5.3.1.2 Familia Linyphiidae	86
5.3.1.3 Familia Thomisidae	87
5.3.1.4 Familia Theridiidae	88
5.3.1.5 Familia Salticidae	89
5.3.1.6 Gremios	90
5.3.2 Similitud y recambio de especies entre ambiente urbano y suburbano	91
5.3.2.1 Araneofauna total	91
5.3.2.2 Familias Linyphiidae, Thomisidae, Salticidae y Theridiidae	93
5.3.2.3 Gremios	97
5.3.3 Proporción de juveniles por ambiente	100
5.4 Discusión	101
5.4.1 Riqueza y abundancia de arañas en ambiente urbano y suburbano	101
5.4.2 Similitud y recambio de especies entre ambiente urbano y suburbano	103
5.4.3 Proporción de juveniles por ambiente	105
Capítulo 6	
Conclusiones	106
Bibliografía	109

Resumen

Las ciudades son sistemas complejos altamente perturbados y fragmentados con características particulares como la presencia de un mosaico de parches de diferentes tipos, tamaños y formas, en general más pequeños en relación a los ambientes naturales, con condiciones ambientales y micro climáticas particulares. El progresivo avance de la urbanización puede tener efectos variados en la diversidad local de especies y favorecer una marcada dominancia de aquellas más adaptadas al hombre y sus actividades. Un grupo muy abundante en las ciudades son las arañas (Arachnida: Araneae), predadores polípagos considerados buenos bio-indicadores de calidad ambiental y agentes de control biológico de insectos vectores y plagas. En el presente trabajo se evaluó la relación de la diversidad de arañas presentes en espacios verdes de la ciudad de Córdoba y elementos del paisaje urbano a escala local (estructura de la vegetación, cobertura horizontal, etc.) y a escala de paisaje (tipos de cobertura del terreno, heterogeneidad, etc.). A su vez, se consideró la ubicación de los espacios verdes en el ambiente urbano o suburbano de la ciudad como una variable asociada a múltiples factores capaz de influir en la diversidad de arañas. Adicionalmente, se realizó un relevamiento de especies en parches exurbanos. En cada parche (12 urbanos, 12 suburbanos y 6 exurbanos) se colectaron arañas utilizando G-vac (aspirador/soplador) durante los meses de noviembre y febrero de dos años consecutivos. Se colectaron 16627 arañas (2241 adultos/14386 juveniles), que correspondieron a 147 especies. Las familias más numerosas fueron Thomisidae, Linyphiidae, Salticidae y Theridiidae. Se encontraron diferencias en riqueza, abundancia y composición entre los espacios seleccionados, mayormente en relación a características de estructura de la vegetación a escala local y de coberturas del suelo a nivel de paisaje. A nivel de la fauna total, las arañas respondieron de manera negativa a mayores intensidades de urbanización, mientras que a nivel de las familias más abundantes las respuestas fueron variadas y más relacionadas con la historia de vida de cada grupo. Podemos concluir que en la ciudad de Córdoba las arañas diurnas presentes en la vegetación de follaje se ven desfavorecidas por el paisaje urbano donde se encuentran inmersos, siendo menor la riqueza y abundancia de especies en espacios verdes de ambientes más urbanizados, y representada por un subconjunto de especies pioneras y/o más generalistas de ambiente.

Summary

Cities are highly disturbed and fragmented complex systems with particular characteristics such as the presence of a mosaic of patches of different types, sizes and shapes, generally smaller in relation to natural environments, with particular environmental and micro climatic conditions. Urbanization can have varied effects on the local diversity of species and favor a marked dominance of those more adapted to man and his activities. Spiders (Arachnida: Araneae) are an abundant group in cities. These polyphagous predators are considered good bio-indicators of environmental quality and agents of biological control of insect vectors and pests. In the present work, the relations between the diversity of spiders in green spaces of the city of Córdoba and local scale (vegetation structure, horizontal coverage, etc.) and landscape scale (land cover types, heterogeneity, etc.) factors were evaluated. In turn, the location of green spaces in the urban or suburban environment of the city was considered as a variable associated with multiple factors capable of influencing the diversity of spiders. Additionally, a survey of species in exurban patches was carried out. In each patch (12 urban, 12 suburban and 6 exurban) spiders were collected using G-vac (Vacuum cleaner/ blower) during November and February of two consecutive years. 16627 spiders were collected (2241 adults / 14386 juveniles), and adults were sorted to 147 species. The most abundant families were Thomisidae, Linyphiidae, Salticidae and Theridiidae. Differences in richness, abundance and composition among the selected habitats were found, mainly in relation to the vegetation structure characteristics at a local scale and land cover at the landscape level. Considering the total fauna, the spiders responded negatively to greater intensities of urbanization, while at the level of the most abundant families the responses were varied and more related to the life history of each group. We can conclude that in the city of Córdoba, the diurnal spiders present in the vegetation are negatively affected by the urban landscape where they are immersed, being lower the richness and abundance of species in green spaces of more urbanized environments, and represented by a subset of pioneer and / or more generalist species.

Capítulo 1

1.1 Marco general

Las ciudades existen desde tiempos remotos en la historia sociocultural del hombre y han incrementado en magnitud en conjunto con el aumento poblacional y el desplazamiento de los habitantes hacia zonas más urbanizadas. En la actualidad se estima que aproximadamente un 54% de la población mundial vive en ciudades, mientras que proyecciones hacia el 2050 estiman que un 70% de la población será urbana (equivalente a 6,3 billones de personas). Este incremento requiere la creación o expansión de las áreas urbanas para albergar a una población en aumento, de hecho, las áreas urbanas crecen en mayor medida que la población urbana en sí (Elmqvist et al. 2013). Actualmente, el territorio ocupado por las ciudades a nivel global ronda apenas un 4 %, un valor pequeño pero con una tendencia a aumentar de manera constante. Además, la influencia del ambiente urbano tiene un alcance que excede a las ciudades, afectando también a las áreas aledañas e incluso distantes a ella (Bang y Faeth 2011; Goddard et al. 2009; Grimm et al. 2008). Así, la “urbanización” es un proceso complejo y dinámico mediado por el hombre, que actúa a múltiples escalas espaciales y temporales modificando el paisaje a merced de las necesidades humanas (Elmqvist et al. 2013; McIntyre et al. 2001).

Hobbs et al. (2006) denominó como “nuevos ecosistemas” o “ecosistemas emergentes” a aquellos que poseen una nueva combinación de especies (en composición, riqueza y/o abundancia) más el accionar humano (actual o pasado) que resulta en una combinación de especies y factores que no existían previamente. Así, las ciudades podrían considerarse nuevos ecosistemas, muy diferentes a las áreas rurales/naturales que los rodean (Kowarik 2011; Tratalos et al. 2007). Dicho ecosistema incluye lo que comúnmente conocemos como centro urbano industrializado y las áreas de crecimiento peri/sub-urbanas donde la expansión de la urbanización se entrelaza con las zonas rurales, en las que paulatinamente zonas de pasturas, agrícolas o forestales van convirtiéndose en urbanas con el paso del tiempo (Niemelä et al. 2000). De esta manera, las áreas urbanizadas muestran un amplio repertorio de coberturas del terreno y usos de la tierra que le otorgan el patrón característico de mosaico heterogéneo (Andersson 2006; Elmqvist et al. 2013; Magura et al. 2008).

La transformación de la tierra en sistemas agrícolas/ganaderos, el uso de agroquímicos y fertilizantes, la eliminación de desechos industriales y de las viviendas, la fragmentación del paisaje (efecto borde y efecto isla), entre otras, repercuten sobre la biodiversidad y el ecosistema en general (Foley et al. 2005). No es difícil imaginar que la modificación radical de un ambiente, como la conversión de pasturas o bosque a asentamientos barriales, trae aparejada consecuencias ambientales de las más diversas, no sólo relacionadas con el uso de la tierra, sino también con la explotación masiva de los recursos naturales. Hay cinco grandes tópicos que afectan y son afectados por el ecosistema urbano: cambio en el uso y cobertura del terreno, los ciclos biogeoquímicos, el clima, los sistemas hídricos y la biodiversidad (Grimm et al. 2008). En este último elemento profundizaremos en la siguiente Tesis, sin embargo, es oportuno realizar breves menciones a los anteriores ya que interactúan unos con otros y nos permitirá construir una visión más global donde se encuadra el fenómeno a estudiar.

Los cambios en el uso y cobertura del terreno en una región particular, tienen repercusiones complejas y de variada naturaleza, por ejemplo en el ciclo del carbono, en el balance del agua y energía de la superficie terrestre, produciendo un impacto directo en el clima local y regional. Kaye et al. (2006) advierte que la gran diferencia y fuente de variación entre los ecosistemas naturales y urbanos es el accionar humano en cuanto a la ingeniería, factores demográficos y sociales que impactan de diferentes maneras y alteran los ciclos biogeoquímicos.

En cuanto al clima, una característica típica de las ciudades es su microclima cálido (más perceptible por la noche), asociado al aumento de la temperatura que forma las conocidas “islas de calor”. Para que este fenómeno ocurra se requiere de un balance entre la cantidad de superficie impermeable, la actividad humana y las condiciones climáticas locales. Una ciudad con alta densidad de edificios es capaz de absorber gran cantidad de energía solar, lo que potenciado por la emisión de gases de efecto invernadero provoca un microclima con temperaturas más altas que el ambiente circundante a la ciudad, que dependerá a su vez del clima de la región (Grimmond 2007), ya que es más perceptible en las ciudades de climas tropicales y subtropicales (Shochat et al. 2006). La temperatura del aire y suelo altera los ciclos naturales de microorganismos y plantas (Kaye et al. 2006). Por ejemplo, en Phoenix, Arizona, EEUU se ha observado como este calentamiento estresa las plantas de algodón (*Gossypium hirsutum*) reduciendo la calidad de la fibra (Shochat et al. 2006).

La ingeniería hídrica en las ciudades busca suplir las necesidades de agua para uso industrial, comercial y de vivienda, así como también la eliminación de las aguas residuales. Esto no sólo modifica las vías naturales de los cursos de agua sino también contamina las aguas subterráneas donde suelen filtrarse las aguas residuales, generando una acumulación de nutrientes. A su vez, el aumento de superficie impermeable evita la infiltración de agua proveniente de las precipitaciones, resultando en mayores volúmenes de agua de escorrentía y menor cantidad de agua disponible en los acuíferos subterráneos (Kaye et al. 2006).

Los factores antes mencionados varían a su vez de acuerdo a las condiciones socioeconómicas de cada país, y en conjunto interactúan e influyen la biodiversidad presente en las ciudades. La importancia de indagar sobre la biodiversidad y los factores que la benefician o perjudican radica en parte en el rol benéfico o servicios ecosistémicos que brinda al ecosistema urbano. Algunos ejemplos de servicios son la purificación del aire, el secuestro de carbono, la amortiguación de la polución ambiental y el valor psicológico como uso recreativo (Gairola y Noresah 2010; Magura et al. 2010; McKinney 2002; Tratalos et al. 2007), que enriquecen la calidad del hábitat donde se desenvuelve el hombre. Los impactos sobre la biodiversidad dependerán en gran medida del planeamiento del paisaje urbano, ya que se ha observado que las ciudades más densamente urbanizadas tienen espacios verdes (públicos o privados) más empobrecidos en tamaño y estructura de vegetación (Tratalos et al. 2007). Entonces, uno de los pilares en los que se asientan las bases de la conservación de la biodiversidad en las ciudades es en el manejo por parte del hombre de los espacios verdes.

1.2 Urbanización vs diversidad

Como uno de los aspectos más visibles de las urbanizaciones es el reemplazo de las superficies originales por construcciones y otros materiales inertes, a grandes rasgos podríamos esperar que la urbanización tenga un impacto negativo sobre la riqueza, abundancia y composición de especies en la mayoría de las comunidades bióticas que componen las ciudades. Hace más de 20 años que se investiga el fenómeno y las respuestas son variadas. Uno de los grupos más estudiados en las ciudades son las aves. En la mayoría de estos estudios se ha encontrado que la densidad poblacional aumenta en las ciudades (36 de 57 casos estudiados), mientras que la riqueza (31 de 51 casos estudiados) y

equitatividad (5 de 9 casos estudiados) disminuyen (Marzluff 2001). Esto suele estar muy relacionado con que las especies sinantrópicas (ya sean especies introducidas o nativas) aumentan su fitness (adecuación) en las ciudades, mientras que otras especies menos adaptadas (más especialistas de hábitat), son afectadas negativamente por la reducción de hábitats naturales (Donnelly y Marzluff 2006).

Otro tipo de respuesta puede ser una reducción del número de especies en los centros más urbanizados, como se observó en estudios de mamíferos, mariposas, insectos, algunas especies de plantas y aves, mientras que en las áreas suburbanas o periféricas con una intensidad media de urbanización, se puede observar mayor riqueza de estos grupos que en ambientes más naturales (McKinney 2002). En algunos casos no se ha detectado un efecto evidente sobre la diversidad del grupo de estudio que pueda ser atribuido a la urbanización, por ejemplo, no se detectaron diferencias en la riqueza de especies de parasitoides (de minadores de hojas) en sitios con diferente grado de urbanización en la ciudad de Córdoba, Argentina (Fenoglio et al. 2009). En otros casos, por ejemplo en Francia, la urbanización no influyó sobre la riqueza de especies de aves en tierras cultivadas aledañas a zonas con diferentes grados de urbanización, sin embargo, en ese mismo estudio se observaron cambios en la composición de especies, ya que en áreas rurales más rodeadas de áreas urbanizadas tienden a disminuir las especies específicas del ambiente rural (Filippi-Codaccioni et al. 2008).

Los efectos de la urbanización sobre la biota son complejos, por ejemplo, Kowarik (2011) plantea que las ciudades albergan una gran diversidad de plantas exóticas y nativas, las primeras beneficiadas por la comercialización y transporte del hombre y las nativas parecen beneficiarse por la heterogeneidad del paisaje propio del crecimiento urbano. Sin embargo, esto no ocurre en todos los casos, ya que se encuentra documentada la disminución o extinción de flora o fauna nativa por competencia con organismos no-nativos, incluso en ambientes controlados/manejados como las ciudades (Bang y Faeth 2011). El efecto que tenga la urbanización sobre la biodiversidad dependerá a su vez del crecimiento de la población humana y del clima de la región. Por ejemplo, en la ciudad de Phoenix EEUU, caracterizada por un clima subtropical desértico, el riego artificial y el manejo/planeamiento de áreas verdes permiten que la ciudad albergue mayor biodiversidad en general que las áreas naturales circundantes a ella (Kaye et al. 2006). En cambio en ciudades de clima tropical se observa una disminución de la riqueza y abundancia de especies con respecto a áreas más naturales (Faeth et al. 2011). Las especies más

especialistas de hábitat suelen verse desfavorecidas con la transformación del paisaje, mientras que especies más pioneras o generalistas de hábitat se amoldan a los cambios del sistema y hasta pueden sacar provecho de ellos (Elek et al. 2017; McKinney 2002); este tipo de patrón ha sido observado en algunas aves, mamíferos, anfibios, reptiles e invertebrados (Adams 2005).

Para interpretar estas respuestas es necesario definir cuál es nivel de organización o grupo de organismos a que se hace referencia, ya que las especies varían (en peso, forma, abundancia, distribución, estrategias de vida, posición en la cadena trófica etc.), y estas variaciones pueden repercutir en su sensibilidad a las condiciones ambientales. También es necesario definir las escalas espaciales, temporales y fenómenos socioculturales involucrados (Andresson 2006; Grimm et al. 2008; Savard et al. 2000).

Tanto en la revisión de los efectos de la urbanización sobre mamíferos, reptiles, anfibios, invertebrados y plantas de McKinney (2008), como la realizada sobre animales de Faeth et al. (2011) se evidencia que altos niveles de urbanización disminuyen la riqueza de especies. Sin embargo, ambos autores coinciden en subrayar una gran variación en la respuesta de acuerdo al grupo taxonómico. La ambigüedad en la respuesta de la biodiversidad a la urbanización puede relacionarse también con que las ciudades se desarrollan en todos los ecosistemas y tipos de usos de la tierra (Turrini y Knop 2015).

Si bien el fenómeno de la urbanización parece seguir el mismo tipo de dinámica general en todas las ciudades del mundo, las ciudades tienen sus particularidades dependiendo de dónde se encuentren (Magura et al. 2010). McKinney (2008) realizó una revisión de 105 trabajos, concluyendo que la urbanización intensiva en general reduce la diversidad de especies, pero los efectos de la urbanización moderada sobre la riqueza de especies varían ampliamente de acuerdo a variables geográficas, históricas y económicas de cada ciudad, lo que justifica sumar registros en todas las condiciones climáticas, de todos los continentes. Beninde et al. (2015) en su meta-análisis sobre factores que determinan la biodiversidad en las ciudades, como el área del parche, fragmentación y vegetación, incluye sólo seis trabajos en Sudamérica (Brasil y Argentina-Buenos Aires). Esto ocurre porque, dependiendo del grupo taxonómico, hay espacios vacantes. Por ejemplo, en Argentina, en vertebrados, encontramos estudios sobre aves (en Mar del Plata, Leveau y Leveau 2004) y roedores (en Río Cuarto, Castillo et al. 2003), respecto a invertebrados se observa un énfasis en vectores de patógenos (por ejemplo en Córdoba,

Battán Horenstein et al. 2016; Gleiser y Zalazar 2008; Pires y Gleiser 2010; en Salta, Mangudo et al. 2017), o especies de interés agrícola como minadores de hojas (en Córdoba, Fenoglio et al. 2009, 2013).

1.3 Urbanización y artrópodos

Las comunidades de artrópodos cumplen importantes funciones ecológicas como la polinización, el ciclado de nutrientes, el control de plagas, que pueden modificarse si se transforma de manera radical el paisaje (Burkman y Gardiner 2014). Además de los impactos más directos de la urbanización debidos a la polución ambiental, el drenaje y modificación de los cursos de agua, la fragmentación y pérdida de hábitat natural, se facilitan las introducciones de nuevas especies con nuevos roles ecológicos que compiten con las residentes (McIntyre 2000; McKinney 2002). En algunos casos pueden causar extinciones de las especies locales y proliferaciones desmedidas de las exóticas/introducidas (McKinney 2008). Muchos artrópodos son introducidos accidentalmente en nuevas áreas al pasar desapercibidos en plantas ornamentales u otros elementos de comercio como maderas y frutas.

Hay distintos enfoques para evaluar efectos de la urbanización en la biodiversidad, uno comúnmente utilizado es comparar la diversidad entre ambientes en un gradiente de diferente densidad de urbanización, considerada como un tipo de disturbio (McDonnel y Pickett 1990). Con este enfoque, uno de los grupos de artrópodos más estudiados son los escarabajos de suelo (Carabidae), en el marco del proyecto GLOBENET (Niemelä et al. 2000). Dicho proyecto tiene como objetivo general evaluar el impacto de la urbanización en la diversidad de invertebrados de suelo (escarabajos, isópodos y en menor medida arácnidos), utilizando trampas de caída, a través de un gradiente de urbanización (urbano-suburbano y rural) en diferentes ciudades del mundo, considerando al ambiente rural como el menos disturbado y al ambiente urbano como el más disturbado. Entre los resultados obtenidos, por ejemplo, en Helsinki (Finlandia) la composición de especies fue diferente a lo largo del gradiente, mientras que en las ciudades de Sofía (Bulgaria) y Edmonton (Canadá) los ensambles fueron similares en las tres condiciones (Niemelä et al. 2002). Los autores concluyeron que los factores locales y su interacción fueron más influyentes que el gradiente de urbanización en sí. Esto se contradice en parte con Magura et al. (2004) quienes atribuyeron los cambios en composición de especies de carábidos a lo largo del

gradiente urbano-rural a factores dependientes del gradiente como son la temperatura del suelo y de superficie, humedad, cobertura de vegetación y la presencia de presas.

La riqueza de especies responde de manera variada, por ejemplo no se han detectado diferencias en la riqueza de carábidos e isópodos en un gradiente desde ambientes urbanos, suburbano a rurales en Debrecen (Hungria) (Magura et al. 2008), mientras que en otros estudios similares los carábidos presentaron mayor riqueza de especies en ambientes rural (Ishitani et al. 2003) y urbano (Magura et al. 2004) que en suburbano. En un estudio más amplio, Magura et al. (2010) no encontraron un efecto negativo de la urbanización en la diversidad de carábidos tras analizar nueve ciudades del hemisferio norte. Sin embargo, los resultados varían según la intensidad de la urbanización y la posición geográfica de dichas ciudades. Una concordancia entre estos estudios es que las especies que son especialistas de bosque (o especialistas en recursos), suelen responder de manera positiva al gradiente urbano-rural aumentando la riqueza o abundancia a medida que el ambiente se torna menos urbanizado; esta respuesta se ve opacada cuando se considera la riqueza total, ya que las especies más generalistas, al ser abundantes y dominantes, diluyen el efecto de la urbanización (Magura et al. 2008; Magura et al. 2010).

Más allá de las diferencias de densidad de construcciones entre ambientes urbanos, suburbanos y rurales, el paisaje urbano a gran escala se observa heterogéneo, caracterizado por poseer parches de diferente naturaleza (McIntyre 2000). Por ejemplo, en las ciudades de Europa el porcentaje de cobertura de espacios verdes urbanos varía de 2% a 46% (Beninde et al. 2015). Los usos de la tierra pueden resultar más atractivos o alternativamente repelentes o desfavorables para la diversidad de invertebrados. Así, en la ciudad de Phoenix (EEUU), McIntyre et al. (2001) observaron el mismo número de taxa de artrópodos en distintos usos de la tierra (por ejemplo residencial, rural, industrial, etc.), pero sin embargo con diferente composición de especies. Si los artrópodos responden a las variables a escala del paisaje, puede utilizarse esa relación paisaje-organismo para predecir el comportamiento de las poblaciones de artrópodos y sus consecuencias en el ecosistema.

1.4 Urbanización y arañas (Arachnida, Araneae)

Entre los artrópodos, las arañas son un grupo mega-diverso, con 46.856 especies aceptadas (World Spider Catalog 2017). Han colonizado todos los ambientes terrestres, son

carnívoras, con diferentes estrategias de caza, algunas tejen telas para interceptar o capturar presas, otras poseen estrategias activas de acecho o emboscada, con amplias variantes dentro de cada familia. Las presas predilectas de las arañas son los insectos, pero también incluyen otros artrópodos como isópodos y miriápodos, así como también otras arañas (Foelix 2011). Por lo tanto, constituyen un eslabón importante en la cadena trófica: para la microfauna cumplen el rol de predadores y para la macrofauna son succulentas presas. Las arañas han sido evaluadas como agentes de control biológico en agro-ecosistemas (Nyffeler y Sunderland 2003). Marc y Canard (1997) estudiaron las comunidades de arañas en plantaciones de manzana, encontrando que un aumento en la diversidad de la comunidad, tiene un impacto negativo en la población de presas (insectos herbívoros), ya que si bien son predadoras polífagas, las especies difieren en sus preferencias o selección de presas. En Argentina se han estudiado las comunidades de arañas en distintos sistemas agrícolas como plantaciones de soja (Beltramo et al. 2006; Liljesthröm et al. 2002), alfalfa (Armendano y González 2010), algodón (Almada et al. 2012), trigo (Armendano y González 2011), naranjos (Avalos et al. 2013) y olivares (Marín Loayza et al. 2013). A su vez, se han elaborado estudios más específicos a nivel de especies, que evalúan el rol de enemigos naturales para acciones de control biológico, como el caso de *Misumenops pallidus* (Keyserling, 1880) en cultivos de alfalfa (Cheli et al. 2006) o en cultivos de soja (González et al. 2009). Así, las arañas son capaces de reflejar cambios en la estructura trófica en ambientes modificados por el hombre (Shochat et al. 2004).

Una característica distintiva de las arañas es su capacidad de dispersión mediante “ballooning”, en la cual exponen uno o más hilos de seda a las corrientes de aire que les permite desplazarse, y si bien en general lo hacen a cortas distancias, en condiciones óptimas pueden llegar a gran altura y a recorrer varios kilómetros (Foelix 2011). Existe una graduación en la capacidad dispersiva entre las familias que componen el Orden. Por ejemplo, la familia Linyphiidae posee especies cuya dispersión varía desde un pico dispersivo anual hasta cuatro en el mismo año, razón por lo cual se la considera como pionera en aéreo-dispersión. Otras familias reconocidas por realizar ballooning son Philodromidae, Thomisidae, Araneidae, Theridiidae y Salticidae (Blandenier y Fürst 1998; Blandenier et al. 2013; Simonneau et al. 2016). En las familias cuyos individuos superan los 15 mg la capacidad dispersiva decae abruptamente por lo cual no se suelen observar individuos juveniles o adultos de familias como Lycosidae y Coriniidae realizando

ballooning. Más allá de estas generalizaciones, la capacidad dispersiva varía no sólo entre familias, sino también entre géneros y a nivel de especies (Entling et al. 2011).

Los motivos que inducen al ballooning son variados y en general se adjudican a cambios en factores bióticos, como escases de alimento, aumento de la población, competencia y perturbaciones en el hábitat. Las arañas que realizan ballooning son más comunes en sitios disturbados que en hábitats más estables ambientalmente (Blandenier y Fürst 1998; Blandenier et al. 2013), en los cuales suele favorecerse la habilidad competitiva en detrimento de la dispersiva (Entling et al. 2011). La dispersión también estaría relacionada con la etapa del ciclo vital (madures fenológica) en la cual se encuentran los individuos. Blandenier et al. (2013) encontraron en agroecosistemas en Suiza que los individuos juveniles e inmaduros tienen comúnmente hasta tres picos de dispersión, mientras que los adultos generalmente solo uno (posterior al pico de juveniles). Esta es una de las razones por la cual se encuentran más individuos juveniles que adultos en estudios de dispersión en arañas (Blandenier y Fürst 1998; Entling et al. 2011; Simonneau et al. 2016). Debido a esta característica, las arañas son unas de las primeras pobladoras de sitios disturbados o en estados tempranos de sucesión (McIntyre 2000).

Las arañas han sido estudiadas en algunos ecosistemas urbanos, donde son tan abundantes como en los sistemas más naturales. Shochat et al. (2004) estudió las familias de arañas en la ciudad de Phoenix, EEUU, en parches con diferente uso, tamaño y productividad. La riqueza de familias disminuyó con el aumento de la productividad de los parches, pero aumentó la abundancia de familias dominantes como Lycosidae y Linyphiidae. El aumento en abundancia de especies en los sitios urbanos con respecto a peri-urbano o rurales también fue observado en un estudio sobre arañas y otros artrópodos terrestres en fragmentos de pinares urbanos y rurales en Yekaterinburg, Rusia (Zolotarev y Belskaya 2015). Burkman y Gardiner (2014) evaluaron tres tipos de espacios verdes (jardines, praderas de cultivos y baldíos-espacio verde con pastos) urbanos y peri-urbanos en la ciudad de Cleveland, encontrando que los baldíos albergan la mayor cantidad de ensambles de arañas, dominada especialmente por especies tolerantes al disturbio (generalistas de hábitat); mientras que las praderas de cultivos fueron más ricas en número de especies (incluyendo tanto generalistas como especialistas de hábitat).

La respuesta taxa-especifica o de un conjunto de especies que responden de la misma manera ha sido observada en varios estudios. En Paris, Francia Vergnes et al.

(2014) encontraron que a través de un gradiente urbano-rural al aumentar el área urbanizada las especies de arañas especialistas son reemplazadas por pioneras en dispersión. Un ejemplo similar ocurre en Rennes, Francia donde Varet et al. (2013) compararon dos tipos de diseños urbanos, compacto y convencional, encontrando que de las 117 especies relevadas, diez se encontraron mayormente asociadas al diseño convencional, y corresponden a las especies de “hábitats abiertos”. Philpott et al. (2014) en Toledo, Ohio relevaron tres tipos de espacios verdes urbanos: fragmentos de bosques, terrenos baldíos y jardines, encontrando mayor abundancia y riqueza de especies de arañas en baldíos que en bosque y jardines. A su vez midieron características del paisaje circundante a estos sitios encontrando una asociación positiva entre la riqueza de arañas y el área construida en un radio de 200 metros, mientras que a escala local la riqueza de arañas se asoció negativamente con el número de árboles.

Debido a su capacidad de respuestas a diferentes factores del ambiente, las arañas han sido estudiadas como bio-indicadores (Marc et al. 1999; Pearce y Venier 2006; Simó et al. 2011), ya sea como “indicadores ecológicos” respondiendo en términos de composición y abundancia de especies a las características ambientales de un ecosistema en transición o bajo acciones de manejo (Churchill 1998; Gravesen 2000), o como bio-acumuladores de contaminantes ambientales producto de la actividad humana, como son los metales pesados, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etc. (Maelfait y Hendrickx 1998; Rybak y Olejniczak 2014).

En Argentina, los estudios de diversidad de arañas se han enfocado en áreas conservadas, parques y reservas, por ejemplo en la Reserva Natural Otamendi (Grismado 2007), Reserva Natural Sierra del Tigre (Ferretti et al. 2014), Parque Provincial Ernesto Tronquist (Ferretti et al. 2012), en el bosque atlántico de Misiones (Argañaraz et al. 2017; Rubio 2014; Rubio 2016), en las Yungas y Chaco Húmedo (Rubio et al. 2008; Rubio 2015), en la Mesopotamia (Avalos et al. 2006, 2007; Rubio et al. 2007; Rubio y Moreno 2010) y en la Reserva Natural e Histórica Isla Martín García (López-Lezama et al. 2017; Marfil et al. 2015). Otras áreas de atención son los agro-ecosistemas como se mencionó anteriormente. En nuestro mejor conocimiento, son escasos los estudios sobre arañas de ambientes urbanos y no se ha estudiado/ no existen antecedentes de análisis de relaciones entre las comunidades de arañas y los elementos del paisaje en el ambiente urbano, motivo en parte de esta tesis.

1.5 Otras consideraciones

En cuanto a los métodos de obtención de datos, los estudios en diversidad de arañas urbanas se realizan en general con información colectada de trampas de caída -pitfall- (Alariukka et al. 2002; Gardiner et al. 2014; Gibb y Hochuli 2002; Horváth et al. 2012, 2014; Kaltsas et al 2014; Magura et al. 2008, 2010; Moorhead y Philpott 2013; Philpott et al. 2014; Sattler et al. 2010; Shochat et al. 2004; Varet et al. 2011; Vergnes et al. 2014; Zolotarev y Belskaya 2015), algunos pocos combinan dos técnicas de muestreo como trampas de caída y aspiradores (vacuum) (Bolger et al. 2000; Burkman y Gardiner 2014) y en menor medida varias técnicas como trampas de caída, golpeteo de red y recolección manual (Ramakrishnaiah et al. 2016). Si bien las trampas de caída son una buena opción metodológica para la colecta de arañas (y otros artrópodos de suelo), incluyen principalmente arañas activas de suelo, dejando de lado mayormente el conjunto de la araneofauna que no son caminadoras activas. Por esta razón, la utilización de otras técnicas de colecta que engloben arañas de otros gremios puede otorgar nueva información a las complejas respuestas de estos organismos a la urbanización y sus fenómenos asociados.

1.6 Hipótesis y predicciones

Hipótesis 1: La vegetación presente en los sitios urbanos y suburbanos constituye un recurso para las arañas (como refugio o sitio de caza) y su estructura afecta la riqueza de especies. Por lo tanto, esperamos encontrar una relación positiva entre la estructura de la vegetación y la diversidad de arañas; es decir, que los sitios con mayor cobertura o estructura vertical de la vegetación poseerán mayor abundancia y riqueza de arañas.

Hipótesis 2: Los tipos de cobertura que rodean al espacio verde tienen efectos sobre la fauna de arañas que albergan, actuando como corredores o hábitat en sí mismos. Por lo tanto, los parches que se encuentren rodeados de alta proporción de superficie construida estarán aislados y empobrecidos en riqueza y abundancia de arañas, mientras que los parches rodeados de una alta proporción de espacios verdes se verán beneficiados por el intercambio de individuos y disponibilidad de hábitat, lo que se reflejará en una mayor riqueza y abundancia de la araneofauna.

Hipótesis 3: La estructura del paisaje en la cual está inmerso el sitio tiene efectos sobre la fauna de arañas que presenta, ya que paisajes más heterogéneos deberían ofrecer

una mayor diversidad de recursos, y por lo tanto alojar ensambles de especies más ricos. A su vez, a medida que aumenta la capacidad de dispersión de las especies, menor es la influencia del paisaje circundante sobre su capacidad de arribar a nuevos espacios. Esperamos a nivel de la fauna total, que la diversidad de arañas esté positivamente relacionada con la heterogeneidad del paisaje que rodea al espacio verde. A nivel de grupos taxonómicos en particular, esperamos que las familias con mayor capacidad de dispersión (como Linyphiidae, Thomisidae, Theridiidae y Salticidae) no encuentren al paisaje urbano como una barrera y por lo tanto su presencia sea menos dependiente del paisaje.

Hipótesis 4: Los espacios verdes ubicados en el centro urbano están bajo condiciones ambientales de mayor disturbio antrópico que los ambientes suburbanos ubicados en la periferia de la ciudad, lo cual influye en la fauna de arañas capaz de prosperar en uno u otro ambiente. De esta manera esperamos encontrar menor riqueza y abundancia de especies de arañas en los espacios verdes ubicados en el ambiente urbano respecto a los ubicados en ambiente suburbano de la ciudad.

Hipótesis 5: Las especies pueden diferir en su sensibilidad a las condiciones ambientales, siendo algunas más tolerantes a los disturbios. Por lo tanto, esperamos encontrar diferencias en la composición de especies en los espacios verdes urbanos respecto a los suburbanos.

Hipótesis 6: Los individuos juveniles son muy abundantes en ambientes disturbados debido a su buena dispersión, aunque el establecimiento en este nuevo ambiente puede ser limitado. En consecuencia, esperamos encontrar mayor proporción de individuos juveniles que de individuos adultos en espacios verdes del ambiente urbano con respecto al suburbano.

1.7 Objetivo general

Evaluar el efecto de la vegetación, tipos de coberturas del terreno, la heterogeneidad del paisaje y ubicación del parche en las comunidades de arañas presentes en espacios verdes de la ciudad de Córdoba, Argentina.

1.8 Estructura general de la Tesis

La tesis se organizó en seis capítulos: un capítulo introductorio (Capítulo 1), un capítulo de descripción de la metodología general (Capítulo 2), tres capítulos de análisis e interpretación de los datos (Capítulos 3, 4 y 5) y un capítulo de discusión integral y conclusiones finales (Capítulo 6). En el Capítulo 2 se detalló la metodología general utilizada para obtener los datos de la araneofauna y las características de los sitios a nivel local y de paisaje. El Capítulo 3 se enfocó en la caracterización de la fauna de Araneae presente en los espacios verdes en términos de composición de especies, riqueza y abundancia; en el Capítulo 4 se analizaron las relaciones entre la riqueza y abundancia de Araneae y las características del ambiente. En el Capítulo 5 se compararon espacios verdes urbanos y suburbanos en cuanto a riqueza y composición de especies y proporción de individuos juveniles. Finalmente, en el Capítulo 6 se retomaron a modo de conclusiones finales de manera resumida los resultados más relevantes de la Tesis.

Capítulo 2

2.1 Área de estudio

El proyecto se llevó a cabo en la ciudad de Córdoba (31°25'00"S;64°11'00"W), caracterizada por un centro urbano ubicado en una depresión dominada por construcciones y en creciente desarrollo, con una disminución de la urbanización hacia las zonas periféricas en donde el paisaje urbano gradualmente se entrelaza y mezcla con el rural. El área que corresponde a la ciudad está delimitada por un cuadrado de 24 km² (Municipalidad de Córdoba 2014). El crecimiento ocurre mediante la “dispersión de parches”, es decir, se crean pequeños asentamientos por fuera de la ciudad, que luego, cuando esta crece, van quedando embebidos en la matriz urbana (Forman 2014). Así la ciudad se observa a gran escala como un gradiente pseudo-concéntrico de urbanización, cuya intensidad es mayor en el centro, donde domina un alto porcentaje de superficie impermeable (edificios, calles, etc.) y mayor densidad de habitantes por metro cuadrado. Esta característica permitió a los fines de este estudio dividir a la ciudad en dos sectores: un área o ambiente urbano y un ambiente suburbano. El ambiente urbano comprende la zona interna delimitada por la Av. Circunvalación que rodea la propia ciudad (Figura 2.1 línea continua) y se caracteriza por un dominio de superficie impermeable y construcciones edilicias, con espacios verdes reducidos (menores o iguales a 1 ha) o delimitados a ciertas áreas (ej. Parque Sarmiento) que suelen quedar aisladas unas de otras. El ambiente suburbano está comprendido entre la Av. Circunvalación y los límites del cuadrado imaginario de 24 km² que delimita el ejido municipal de la ciudad de Córdoba (Figura 2.1 línea discontinua) y se caracteriza por una disminución de la superficie impermeable, que en los barrios periféricos se entrelaza con pequeñas áreas de cultivo y grandes espacios abiertos. Otro ambiente considerado fue el exurbano, externo a la ciudad de Córdoba, ubicado por fuera de los límites del cuadrado de 24 km² y hasta una distancia de 6 km. Dicho ambiente fue incluido para caracterizar cualitativamente la araneofauna y obtener un registro más completo de la diversidad de la región.

Para la selección de los sitios de muestreo, primero se identificaron visualmente espacios verdes en ambos ambientes de la ciudad (urbano y suburbano) utilizando imágenes de Google Earth. De un conjunto preliminar de 53 parches, fueron seleccionados 24 (12 espacios verdes en el ambiente urbano y 12 en el suburbano) considerando como

criterios la accesibilidad al sitio, la seguridad para realizar el trabajo de campo y que la distancia mínima entre ellos fuera de aproximadamente 1 km o mayor. En el ambiente exurbano se consideraron 6 sitios (Figura 2.1). Los 24 sitios seleccionados presentaron variaciones en cuanto a la estructura de la vegetación características de los espacios verdes de la ciudad en general. Se consideraron desde sitios con escasa estructura vertical (Figura 2.2-Sitios 2, 5) hasta sitios más vegetados (Figura 2.2-Sitios 9, 13); estas variaciones estuvieron presentes tanto en el ambiente urbano como en el suburbano.

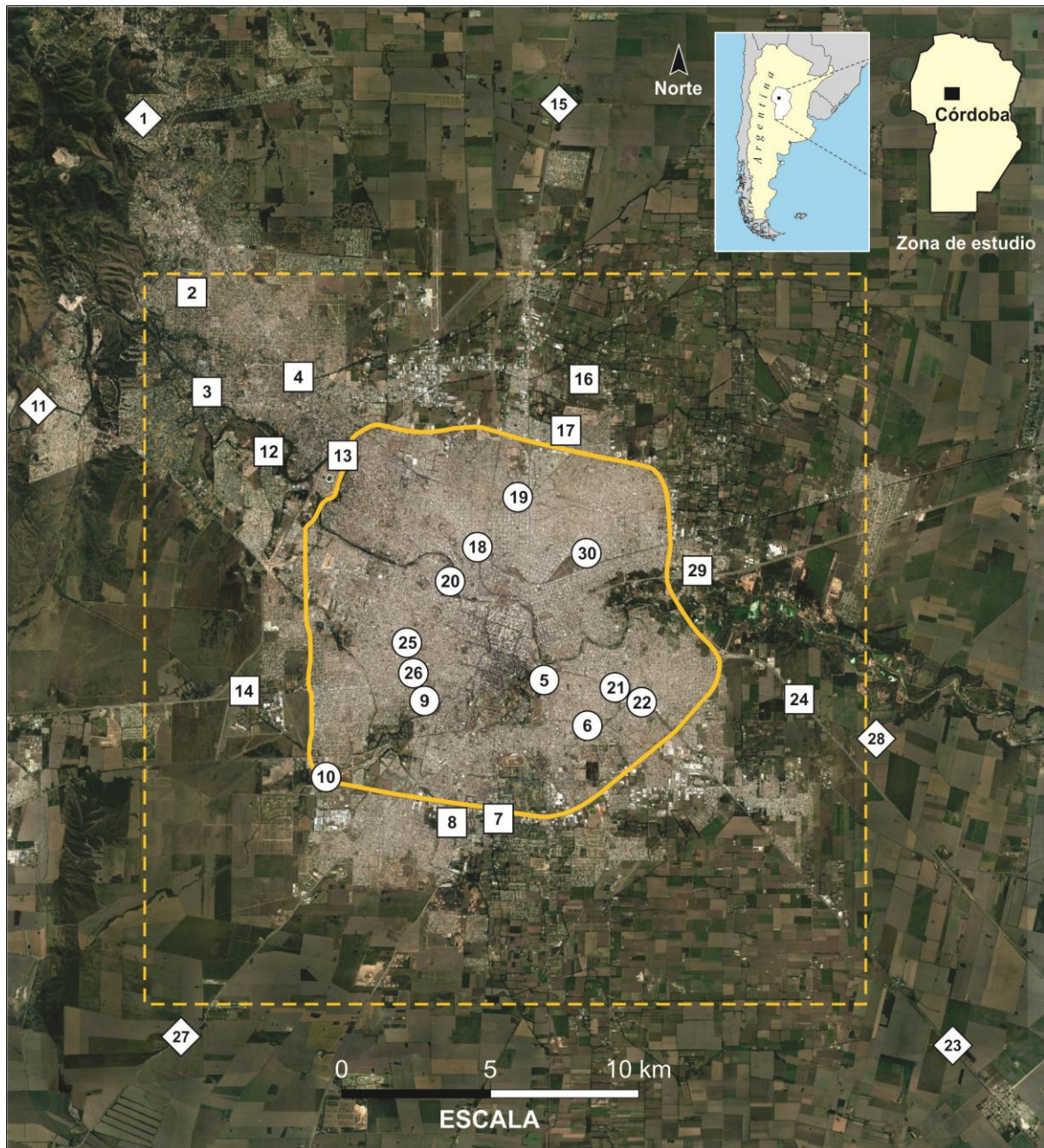


Figura 2.1 Área de estudio y ubicación de los sitios de muestreo en la ciudad de Córdoba y zonas aledañas (Argentina). Círculos: sitios dentro del “ambiente urbano”; Cuadrados: sitios dentro del “ambiente suburbano”; Diamantes: sitios dentro del “ambiente exurbano”. En

línea cortada se muestra el cuadrado virtual de 24 km² que delimita la ciudad de Córdoba, y en línea continua se indica la circunvalación que se consideró como referencia para separar el ambiente urbano del suburbano. La numeración corresponde a la identificación de cada uno de los sitios.



Figura 2.2 Ejemplo de la tipología de la vegetación en los sitios de muestreo suburbanos (sitios 2 y 13) y urbanos (sitios 5 y 9) en la ciudad de Córdoba (Argentina).

2.2 Métodos de muestreo

La colecta se realizó durante las estaciones de primavera (noviembre) y verano (febrero), completándose cuatro campañas: primavera 2013/2014 y verano 2014/2015. Un estudio paralelo (Villarreal 2016, datos no publicados) indicó que en estas estaciones es más eficiente la relación esfuerzo de muestreo-obtención de individuos adultos, debido a que la proporción de ejemplares adultos es muy baja en el invierno. La colecta se realizó durante el día, entre las 10:00 am y 05:00 pm de manera sistematizada en cada sitio mediante un G-vac (soplador/aspirador de hojas) marca Stihl, modelo SH 86, velocidad de aspiración 770 m³/h, cuya boquilla es ovalada (pseudo-plana), característica resaltada

como más eficiente para la captura de invertebrados (Bell et al 2000; Cherrill 2015). Para realizar la colecta de los individuos con el aspirador, se coloca una tela entre el tubo acoplado al motor y el removible, de esta manera, el material succionado queda retenido en el tubo removible, que se desacopla una vez tomada la muestra y el material es vertido en bolsas de polietileno para su posterior almacenamiento.

En cada parcela y fecha de colecta se obtuvieron cinco sub-muestras a nivel de suelo (herbáceas/gramíneas bajas, de 0 hasta 35 cm de altura) y cinco a nivel de follaje (follaje de árboles y arbustos bajos desde 35 cm hasta 200 cm de altura); con esta estrategia se buscó que estuvieran representadas las especies constructoras de tela, deambuladoras de suelo/herbáceas bajas y deambuladoras de follaje (mayormente diurnas) (Figura 2.3). Cada sub-muestra se tomó sobre la vegetación de los parches de la siguiente manera: a nivel de suelo, en cada sitio, se partió de un punto arbitrario inicial (tomado como referencia en todas las campañas de colecta) y se trazó una transecta W de aproximadamente 50 m (de esta manera se pudo obviar la superficie cementada en los sitios). Cada diez metros se obtuvo una sub-muestra, aspirando durante un minuto en un espacio circular de un radio aproximado de 1 metro. A nivel de follaje, cada sub-muestra se tomó sobre la vegetación presente en el parche, con una distancia mínima de cinco metros entre sub-muestras y respetando los espacios seleccionados en cada campaña. Al igual que para cada sub-muestra de suelo, se aspiró durante un minuto, en este caso delimitando un cuadrado virtual de 1 m³. En total se colectaron 1200 sub-muestras. El material colectado primero se colocó en bolsas de polietileno con alcohol 70 % que fueron almacenadas en contenedores con alcohol de 5 litros; luego en el laboratorio las arañas se separaron manualmente bajo lupas estereoscópicas y se conservaron en tubos eppendorf en alcohol 70 %.

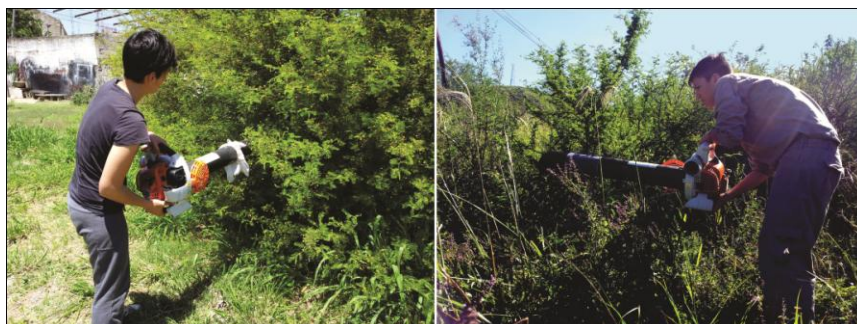


Figura 2.3 Método de colecta de individuos en follaje mediante G-vac.

2.2.1 Limitaciones de la técnica

El uso de G-vac está ampliamente aceptado para la colecta de artrópodos en general y se ha comparado con otras técnicas como golpes de red y VortexTM, obteniendo buenos resultados para arañas (Doxon et al. 2011; Zentane et al. 2016). Aun así, y si bien el método es utilizado en estudios de diversidad de arañas (Bolger et al. 2000; Burkman y Gardiner 2014; Rubio 2015), como toda técnica tiene limitaciones en la fauna que colecta: el tamaño en general de los invertebrados succionados no supera los 5 cm (Doxon et al. 2011), no incluye a individuos que están bajo rocas (inaccesibles) o muy móviles (ya que tienden a escaparse) (Bell et al. 2000). Para una representación más completa de la composición de la fauna, es recomendable usar técnicas complementarias y colectas diurnas y nocturnas (Green 1999). Sin embargo, en el presente estudio se descartó el uso de otros métodos de muestreo complementarios como las muy usadas trampas de caída (“pit-fall”) por cuestiones operativas y de problemas de vandalismo, ya que los muestreos se realizaron en espacios públicos abiertos, muchos de ellos recreativos. De igual manera, se descartó realizar muestreos nocturnos en los sitios (que posibilitaría la captura de los individuos crepusculares/nocturnos que durante el día no se encuentran en la vegetación) por motivos de seguridad personal. Entonces, considerando las limitaciones planteadas, la araneofauna analizada en la presente tesis se refiere mayormente a los individuos en general diurnos, deambuladores o tejedores de suelo y de follaje, de pequeño a mediano tamaño que se capturan con el aspirador.

2.3 Determinación de la fauna

Se creó primeramente una base de datos fotográfica (utilizando el programa Pictomio) en la que se discriminó la araneofauna a nivel de “morfoespecies”. Luego, mediante el uso de la clave para familias de arañas argentinas (Grismado et al. 2014), se identificaron los ejemplares a nivel de familia. Los individuos adultos se identificaron en lo posible a nivel de género y/o especies, consultando en la mayoría de los casos a taxónomos especialistas en cada familia (ver detalles en la sección agradecimientos). Los individuos juveniles, que suelen representar en general más del 60% de la abundancia en estudios de arañas (Sørensen 2004), no se tuvieron en cuenta para análisis de diversidad, debido a que los caracteres morfológicos diagnósticos de las especies se describen a partir de las estructuras reproductivas maduras de los individuos adultos. Para evitar errores y no sobre

estimar la riqueza, se procedió a incluirlos en algunos análisis de abundancia únicamente (Capítulo 5). La información sobre las especies y/o morfoespecies identificadas para cada sitio, número de individuos, sexo y si se trataba de juveniles o adultos fue incorporada a una base de datos en el programa Excel. Para simplificar la lectura, de aquí en adelante nos referiremos con el término “especie” indistintamente a especies o morfoespecies.

2.4 Clasificación en Gremios

La identificación de la araneofauna colectada permite además de analizar que ocurre a nivel de familia, explorar clasificaciones más globales (que abarquen diferentes taxones) que permitan obtener resultados generales para un grupo particular. En el caso de las arañas, suelen asignarse según su historia de vida a diferentes gremios. Esto requiere un amplio conocimiento sobre la biología de cada grupo taxonómico, ya que el gremio debe ser un reflejo de la historia natural y comportamiento de cada especie (o grupo taxonómico) que lo compone. Esta información en general resulta desconocida nivel de especie, género e incluso para algunas familias. Por esta razón en general las clasificaciones propuestas por los especialistas son realizadas a un nivel taxonómico más amplio como “Familia” (Uetz et al. 1999). Siguiendo estos lineamientos las familias colectadas en la presente Tesis fueron asignadas a los gremios propuestos por Cardoso et al. (2011), quienes utilizan como criterio de clasificación las estrategias de caza y tipo de tela como las características más relevantes a la hora de formar gremios o ensambles de las comunidades de arañas. Estos autores establecen ocho grupos: “Tejedoras de hilos sensoriales”, “Tejedoras de tela en sábana”, “Tejedoras de telas espaciales”, “Tejedoras de tela orbiculares”, “Especialistas”, “Cazadoras de emboscada”, “Cazadoras de suelo” y “Otras cazadoras”. Como el gremio “Otras cazadoras” agrupa a familias cuyos individuos tienen variados hábitats y comportamientos, las familias que Cardoso et al. (2011) incluyó en dicho grupo fueron a su vez incluidas en otros gremios definidos por Uetz et al. (1999) como “Corredoras de follaje” y “Cazadoras al acecho”. A su vez, una vez definidos los gremios, se consultó a especialistas para confirmar la correcta inclusión en cada caso.

2.5 Caracterización local de los parches

En cada sitio de muestreo, las variables descriptoras de los parches se registraron en los sectores con vegetación donde se tomaron las muestras con el G-vac. Esto permitió obtener una mejor representación de las características de la vegetación donde se colectó la araneofauna. Para ello se realizaron registros fotográficos (basado en la técnica descrita por Huang et al. (2011)) durante las estaciones de primavera 2013 y verano 2014. En los años consecutivos de muestreo se tomaron fotografías de control para verificar que no haya un cambio brusco en la configuración del paisaje a escala local. El registro fotográfico de cada variable se realizó con una cámara Panasonic Lumix DMC-FZ18, siempre el mismo operador, como se detalla más abajo. Las fotografías luego fueron procesadas digitalmente utilizando Adobe Photoshop CS5 e IDRISI selva 17.02.

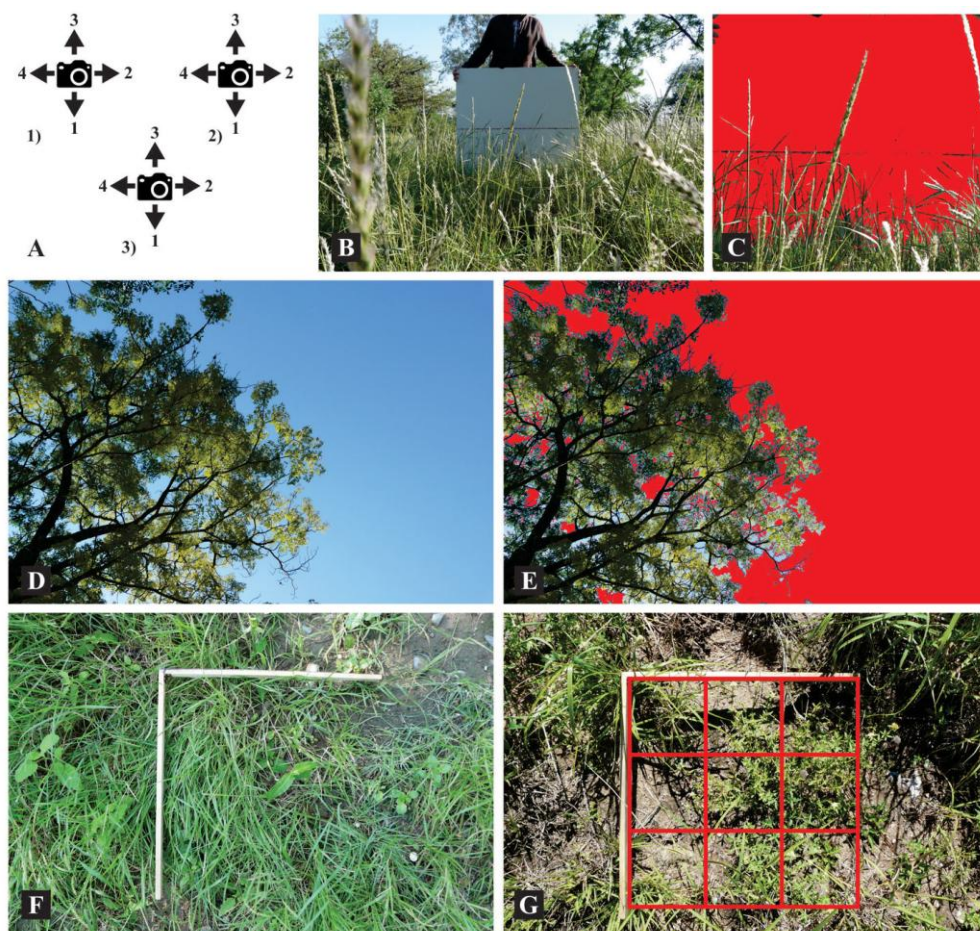


Figura 2.4 Detalles metodológicos para la caracterización del parche a escala local. A- Se eligen tres sitios representativos (ejemplificados como 1, 2 y 3) donde se toman las fotografías para medir la vegetación. B- Registro fotográfico de la estructura vertical a 1 m. C- Estimación de la estructura vertical a 1 m con IDRISI selva 17.02. D- Registro fotográfico de

la cobertura de canopia. E- Estimación de la cobertura de canopia. F- Registro fotográfico de la cobertura horizontal. G- Estimación del porcentaje de cobertura vegetal horizontal.

2.5.1 Porcentaje de estructura vertical

Para cuantificar el porcentaje de estructura vertical presente en cada parche se utilizó un panel blanco de 1 m x 1 m como fondo y se determinó el porcentaje de cobertura vegetal presente delante de él. Para esto se seleccionaron tres sitios (Figura 2.4-A) en cada uno de los cuales se tomaron cuatro fotografías en cruz, a dos alturas diferentes (1 m y 2 m) (Figura 2.4-B), de manera que se obtuvieron por cada sitio ocho fotografías (4 a 1 m y 4 a 2 m de altura), resultando 24 fotografías por parche. Los porcentajes de cobertura vegetal obtenidos fueron promediados en cada sitio y entre ambas estaciones para obtener un valor promedio del porcentaje de estructura vertical representativo de cada sitio.

2.5.2 Porcentaje de cobertura arbórea

En cada sitio de muestreo se tomaron cinco fotografías con el objetivo de la cámara apuntando hacia arriba, sosteniendo la cámara fotográfica con los brazos extendidos a la altura del pecho (aprox. 150 cm sobre el nivel del suelo). Así se obtuvieron cinco fotografías de cobertura arbórea (copas de los arboles) y el cielo de fondo (Figura 2.4-D). Se estimó la cobertura arbórea media del área donde se tomaron las muestras, como se describe a continuación.

2.5.3 Obtención de porcentaje de estructura vertical y cobertura arbórea

Para poder estimar la cobertura vegetal, primero se procesó la imagen para discriminar el fondo (panel blanco o cielo, según corresponda a estructura vertical o cobertura arbórea, respectivamente) de la vegetación propiamente dicha. Para ello se utilizó el paquete Adobe Photoshop CS5, y las funciones “seleccionar” y “agregado de capas” para asignar al fondo un color rojo (#fa0606) que contrastaba claramente con la vegetación. La vegetación se consideró integralmente sin discriminar follaje de ramas, etc. (Figura 2.4-C-E). Las imágenes pre-procesadas se exportaron al paquete IDRISI selva 17.02. Con el módulo “RECLASS” se asignó un valor de 1 a la vegetación y 0 al fondo, y por último con el módulo “EXTRACT” se obtuvo el porcentaje (=cobertura) de vegetación presente en la foto.

2.5.4 Porcentaje de cobertura horizontal (basado en la técnica de Gilbert y Butt 2009)

En los lugares donde se realizó la colecta se tomaron fotografías de cobertura horizontal del suelo, utilizando una cuadrata de 0,5 m x 0,5 m en cinco puntos arbitrarios en el área de muestreo, sosteniendo la cámara con los brazos extendidos a la altura del pecho (150 cm sobre el nivel del suelo) y con el objetivo de la cámara apuntando hacia la cuadrata (Figura 2.4-F). Estas fotografías fueron procesadas de manera diferente a las anteriores, ya que en este caso interesaba discriminar categorías de cobertura del suelo que fueran potencialmente relevantes para la araneofauna en base a antecedentes bibliográficos. Se determinaron tres categorías: herbáceas (mayormente herbáceas y pastos), hojarasca/materia orgánica (hojas secas, ramas caídas, etc.) (Cardozo et al. 2011; Huang et al. 2011; Rypstra et al. 1999; Uetz et al. 1999; Varady-Szabo y Buddle 2006) y superficie impermeable (suelo desnudo, sin vegetación ni materia orgánica, o cubierto por cemento y/u otra superficie impermeable). Se estimó visualmente el porcentaje de superficie de la cuadrata cubierta por cada una de las categorías de cobertura, con la ayuda de una grilla superpuesta en la imagen (adaptado de Braun-Blanquet (1979)) (Figura 2.4-G).

2.6 Caracterización a nivel de paisaje

Se evaluaron las características paisajísticas en áreas buffer de 100, 500 y 1000 m que rodean a los sitios de muestreo. Un radio de 500 m ya ha sido probado anteriormente que afecta a familias como Lycosidae y Linyphiidae colectadas en agro-ecosistemas en Suiza (Öberg et al. 2007) y a los ensambles de arañas orbiculares también en agro-ecosistemas (Mader et al. 2016). A su vez, se ha observado que en ambientes urbanos es mayor la variación del paisaje a 100 y 200 metros de un sitio de muestreo que al considerar radios de 1 km y 2 km, donde el paisaje resultaría más homogéneo (Philpott et al. 2014). Para evitar el solapamiento de los radios estimados con las características consideradas como “locales”, las áreas buffer se consideraron excluyendo los primeros 50 m de radio que incluyen el sitio de muestreo *per se*, donde fueron medidas las características locales explicadas en la sección 2.5 (Braaker et al. 2014).

Las características paisajísticas que fueron identificadas como “categorías del paisaje” se describen en la Tabla 2.1. Fueron seleccionadas basadas en antecedentes

bibliográficos y observaciones personales de los autores de esta Tesis. La descripción de la cobertura del terreno por usos de la tierra permitió evaluar la heterogeneidad (Índice de Shannon) y riqueza del paisaje (número de categorías) presente en la ciudad de Córdoba en cada radio.

Tabla 2.1 Categorías de cobertura del terreno utilizadas para caracterizar el área que rodea a cada parche a escala de paisaje en la ciudad de Córdoba (Argentina).

Categoría	Descripción	Referencia
Cuerpos de Agua	Cursos de ríos, lagunas, etc.	Beninde et al. 2015; Philpott et al. 2014; Platen et al. 2013
Bosque remanente	Bosques, remanentes naturales, áreas con cierta vegetación arbórea continua. Chaparrales, arbustales, vegetación alta, sin mantenimiento activo	Braaker et al. 2014; Beninde et al. 2015; Philpott et al. 2014; Platen et al. 2013; Vergnes et al. 2014
Áreas verdes	Espacios verdes públicos, parqueizados, baldíos. Áreas con vegetación baja principalmente. Con bajo porcentaje de suelo impermeable.	Beninde et al. 2015; Braaker et al. 2014; Philpott et al. 2014; Varet et al. 2011
Cultivos	Áreas cultivadas (anuales o perennes)	Vergnes et al. 2014
Construcciones A	Alta densidad de construcciones por bloque (> diez casas) y baja proporción de espacio verde. Incluye playas de estacionamiento, calles. Edificaciones de grandes superficies. Zonas de industrias.	Beninde et al. 2015; Braaker et al. 2014; Philpott et al. 2014; Vergnes et al. 2014
Construcciones B	Baja densidad de construcciones por bloque (< diez casas) y alta proporción de espacio verde. Calles mayormente de tierra.	Beninde et al. 2015; Braaker et al. 2014; Philpott et al. 2014; Vergnes et al. 2014
Recreativo	Espacios destinados	

	principalmente a actividades deportivas (Canchas de Tenis, futbol, hockey, etc.)
Canteras	Canteras de extracción de áridos. Áreas abiertas, casi sin vegetación, suelo sin pavimentar.

2.6.1 Digitalización de las categorías en las imágenes satelitales

Las variables a escala de paisaje se obtuvieron a partir de la fotointerpretación de imágenes satelitales extraídas de Google Earth (fecha 09/09/2016). Para ello, primero se digitalizó en Google Earth (resolución 2,5 m por pixel) cada tipo de cobertura de terreno (Tabla 2.1) dentro de áreas circulares de 1000 m de radio alrededor de cada sitio de muestreo, utilizando la herramienta “polígonos” (Figura 2.5). Con el software CartaLink se procedió a dar topología a los polígonos (vectorización). La imagen resultante se procesó con el software IDRISI selva 17.02 para calcular, para cada sitio y área buffer, el área (km²) de cada categoría de cobertura del terreno (módulo AREA). Adicionalmente, las características locales del sitio de muestreo se descontaron usando una máscara de 50 m de radio.

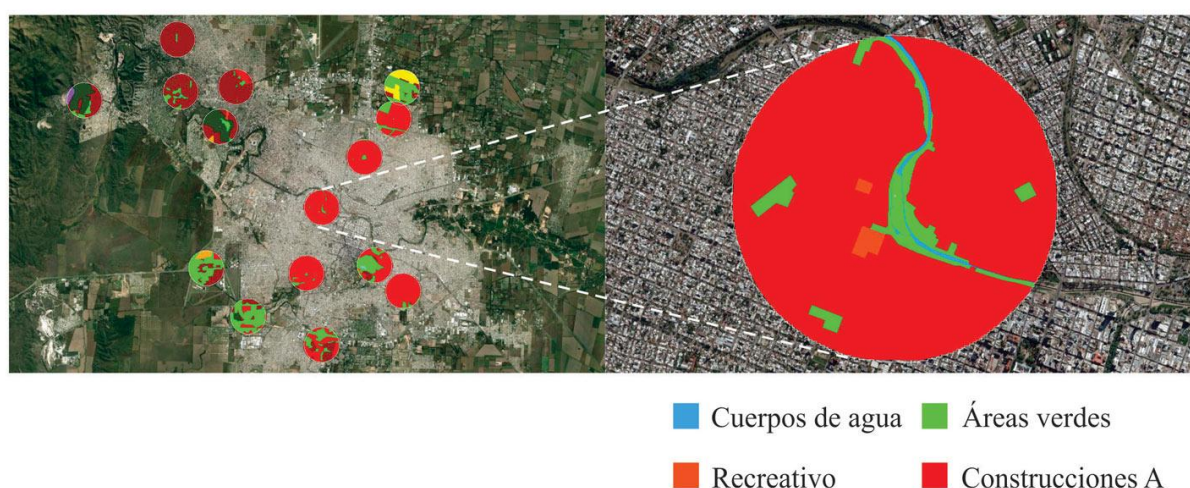


Figura 2.5 Proceso de digitalización de los sitios en la ciudad de Córdoba (Argentina). Ejemplo magnificado sitio 20. En este caso se evidencian las categorías “Cuerpos de agua” representada por el río Suquía, “Áreas verdes”, “Recreativo” y “Construcciones de alta densidad”.

Capítulo 3

3.1 Introducción

El concepto de biodiversidad abarca la variabilidad de genes, especies y ecosistemas así como también los servicios que brindan los organismos a los ecosistemas naturales (Convenio de Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, 1994). La preocupación actual por la pérdida de biodiversidad involucra en su mayoría a la disminución de los sistemas más naturales (Núñez et al. 2003). Las arañas son predadoras (con frecuencia topes), que a menudo se consideran más sensibles a la fragmentación y otros disturbios ambientales (Gibb y Hochuli 2002). Como las ciudades albergan numerosos insectos, algunos de ellos de relevancia sanitaria, los predadores como las arañas proveen servicios ecológicos contribuyendo a su control (Weterings et al. 2014).

Hace más de dos décadas se comenzó a estudiar la diversidad de arañas en las ciudades con el principal objetivo de evaluar el impacto de la urbanización en estos predadores, siendo este tipo de investigaciones relativamente comunes en ciudades del hemisferio norte. Sin embargo, en Latinoamérica el foco de atención en las arañas urbanas se ha concentrado en la fauna asociada a los domicilios, por ejemplo en ciudades de México (Jiménez 1998 en La Paz; Durán-Barrón 2009 en México Zona Metropolitana; Desales-Lara et al. 2013 en Toluca) y Brasil (Brescovit et al. 2002 en San Pablo; Brazil et al. 2005 en Salvador Bahía). También reciben atención las especies de interés sanitario, por ejemplo en Brasil, Fischer et al. (2011) evaluaron la fauna de arañas asociadas a 48 hogares, encontrando una relación negativa entre la abundancia de Pholcidae y Theridiidae con la familia Sicariidae, con lo cual concluyen que para lograr bajas poblaciones de Sicariidae intradomiciliarias (en este caso interesados en el género *Loxosceles*) es necesario conservar las poblaciones de las otras dos familias.

En nuestro mejor conocimiento, en Argentina son muy escasos los estudios de diversidad de arañas en ambientes urbanizados. El trabajo de Zapata y Grismado (2015) aportó una lista descriptiva de las especies presentes en la Reserva Ecológica Costanera Sur en la ciudad de Buenos Aires. También hay otro trabajo que evidencia nuevos registros de arañas introducidas, en general de hábitats sinantrópicos como el caso de *Badumna longinqua* (L. Koch, 1867) de la familia Desidae, oriunda de Australia y que fue colectada en varias localidades de la provincia de Buenos Aires (Pompozzi et al. 2013). Hay un vacío

en el conocimiento de la araneofauna de las ciudades, que en principio se considera pobre o muy reducida en diversidad, pero como adelantaron Zapata y Grismado (2015), puede sorprender la gran diversidad que pueden aportar los espacios verdes aledaños o asociados a las ciudades. El conocimiento que podemos adquirir de nuestra propia fauna sienta bases para el diseño de estrategias que permitan evitar o mitigar la pérdida de biodiversidad. Conocer el número de especies en un sistema nos provee de manera rápida y sencilla una idea de cuán diverso puede ser (Magurran 1988).

3.1.1 Objetivo específico

Caracterizar la fauna de Araneae presente en los espacios verdes de la ciudad de Córdoba en términos de composición de especies, riqueza y abundancia.

3.2 Metodología para el análisis de datos

3.2.1 Representatividad de las arañas en las muestras

Para evaluar cuán bien está representada la fauna de arañas en las muestras tomadas se calcularon dos indicadores: La “cobertura” o C es una medida de cuán completa es la muestra (Chao y Chiu 2016); cuanto más cercano a uno (1) sea el valor, mejor representa la muestra a la comunidad. El coeficiente de variación o CV es utilizado para medir el grado de heterogeneidad con el cual se distribuyen las especies en la muestra. Este coeficiente toma valores positivos. Un valor cero (o próximo a este valor) indica que la muestra es homogénea, es decir, las especies tienen abundancias similares, en cambio valores alejados de cero indican que la muestra es heterogénea, es decir, las especies tienen una distribución de abundancias desigual donde algunas especies son más abundantes que otras. Para estos cálculos se utilizó el software SpadeR (Chao et al. 2015). La riqueza de especies puede estimarse teniendo en cuenta datos sobre la abundancia relativa de individuos de las especies en la muestra total (datos de abundancia) o su frecuencia de ocurrencia en las muestras (datos de incidencia). Rajakaruna et al. (2016) compararon estimadores de riqueza esperada en base a abundancias e incidencias, concluyendo que para muestras con altos valores de C puede estimarse la riqueza con cualquiera de ambos tipos de datos sin mucho sesgo. Sin embargo, con los valores de CV no ocurre lo mismo,

ya que cuando la muestra es heterogénea ($CV > 0,65$) recomendaron los estimadores de incidencia como Jackknife y para valores $CV < 0,65$ el estimador de Chao 2. Los datos obtenidos en esta Tesis tienen valores considerablemente altos de C y de CV (promedio 0,82 y 1,39 respectivamente, Tabla 3.3), por lo cual se decidieron analizar con fines comparativos estimadores de diversidad no-paramétricos que utilizan datos de abundancia e incidencia a nivel taxonómico de especies.

3.2.2 Curvas de rarefacción de especies

El uso de curvas de rarefacción de especies en estudios de diversidad por un lado permite estimar cuán bien está representada la fauna en la muestra tomada, y por otro permite comparar muestras de diferente tamaño (es decir, que no tienen el mismo número de individuos o muestras). En teoría, partiendo de una muestra pequeña, a medida que aumenta el tamaño de la muestra al principio la curva crece o tiene una pendiente pronunciada debido a la detección de las especies más comunes, luego la pendiente disminuye con la adición de las especies raras o menos frecuentes y finalmente tiende a una meseta cuando no hay adición de nuevas especies, por ende se ha logrado estimar correctamente el número de especies presentes en el sistema estudiado. Esta metodología resulta una aceptable solución a la hora de evaluar inventarios de especies (y en especial para invertebrados), debido a que obtener una muestra representativa requiere en la mayoría de los casos, un gran esfuerzo de colecta (Jiménez-Valverde y Hortal 2003).

Se calcularon las curvas de rarefacción para las familias más abundantes utilizando por un lado las sub-muestras (incidencia de especies por muestra) y por otro las abundancias de individuos (abundancia de individuos por especie). Para todos los casos se extrapoló la curva hasta el doble de la cantidad (ya sea de sub-muestras o de individuos) de la menor muestra, para evaluar si un incremento del esfuerzo de muestreo resulta en una mejor estimación de la riqueza (aproximándose mejor a una meseta). Si la curva obtenida utilizando individuos es similar a la obtenida utilizando la incidencia de la especie, supone que los individuos están aleatoriamente distribuidos (Magurran 2004). Las curvas y sus respectivos intervalos de confianza del 95% se estimaron con el software iNEXT (Chao et al. 2016). Seguimos el criterio conservador de no superposición del intervalo de 95% para considerar que hubo diferencias en la riqueza (Gotelli y Colwell 2010).

3.2.3 Estimadores de riqueza (número de especies)

De cada sitio se obtuvo un número de especies que representó su riqueza observada, que es un estimador empírico de la riqueza total colectada y tiende a subestimar la riqueza total del sistema (Gotelli y Colwell 2010). Por esta razón, se estimó con fines comparativos la riqueza esperada por sitio. Esto es necesario en los estudios de diversidad porque generalmente en una comunidad hay un porcentaje de especies que suelen pasar desapercibidas por ser raras o de baja abundancia, y son esas especies las que aportan más información a los fines de estimar la riqueza real de la comunidad (Chao 2005). Los estimadores de riqueza pueden tener diferente desempeño según las características de abundancias relativas o frecuencias de ocurrencias de la especies en una comunidad. Por ello se utilizaron algoritmos no paramétricos, que estiman el total de las especies de la comunidad (riqueza) basado en la proyección de las especies observadas más una corrección de este valor que tiene en cuenta las especies raras o poco frecuentes, sin necesidad de conocer la abundancia relativa real de las especies en la comunidad (Rajakaruna et al. 2016). Los estimadores de riqueza de especies no ponderan el valor mediante datos de abundancia de las especies comunes sino de las especies raras ($q = 0$) (Jost y González Oreja 2012; Moreno et al. 2011).

Estimadores que consideran datos de abundancia: Chao1 considera en su cálculo a las especies raras o con baja frecuencia (frecuencia/abundancia 1 = “singleton” ó frecuencia/abundancia 2 = “doubleton”). En los siguientes análisis consideramos la versión de Chao1-bc, que permite el cálculo del estimador incluso cuando no hay individuos con abundancia 2 en la muestra (para detalles de la fórmula véase Chao et al. 2015). Otro estimador similar es Jackknife de orden 2 (Burnham y Overton 1978) que también emplea el dato de abundancia de especies singleton y doubleton e incorpora a su cálculo el tamaño de la muestra. Ambos índices no asumen una distribución homogénea de las especies. Otro estimador de riqueza es ACE (“abundance-base coverage estimator”) (Chao y Lee 1992), recomendado cuando los valores de CV no exceden los 2.0 (Chao et al. 2015). Su cálculo es un poco más complejo e involucra otros elementos, primero considera las especies que poseen frecuencias de 1 a 10 como el grupo de las especies raras y las restantes (con ≥ 10 individuos) como abundantes. Este índice también toma en cuenta el C y CV de las especies raras, por lo cual es bastante completo.

Estimadores que consideran datos de incidencia: como sólo se contabiliza la presencia o detección de las especies en las muestras, frecuente o infrecuente hace

referencia a la detección de una especie en las muestras, no a su abundancia (Chao et al. 2015). Los índices que utilizaremos son equivalentes a los basados en abundancia, Chao2-bc y Jackknife 2, que consideran para su cálculo el número de especies observado y a las especies infrecuentes (especies que son observadas en 1 o 2 muestras). El estimador ICE es el equivalente al ACE de abundancia, para su cálculo también considera dos grupos, el de las especies frecuentes cuya detección ocurre en más de 10 muestras y las infrecuentes con detecciones menores a 10, y también el C y CV de las especies poco frecuentes. Recordamos que en nuestro caso por sitio se tomaron 40 sub-muestras, por lo cual la incidencia de cada especie se calculó en base a ese total.

3.2.4 Estimadores de diversidad (riqueza y abundancia)

Índice de Shannon: este índice no es una medida de diversidad *per se*, sino más bien un indicador de complejidad biológica del sistema, más específicamente puede definirse como el grado de incertidumbre en la identidad de la especie a la que pertenece un individuo seleccionado al azar de la comunidad (Gotelli y Chao 2013; Moreno et al. 2011). Para este índice las especies se ponderan de acuerdo a su abundancia proporcional en la comunidad ($q = 1$) (Jost y González Oreja 2012) y su cálculo requiere conocer todas las especies de la comunidad y su frecuencia, para que su estimación carezca de sesgo o contenga el menor error posible. Como sabemos, este dato en general en los trabajos de diversidad es desconocido (Magurran 2004), por lo cual se han propuesto variantes en el cálculo del índice de Shannon que intentan corregir estos desvíos. Chao et al. (2013) utiliza diversos algoritmos para calcular el índice de Shannon (H) en los cuales, si la muestra no resulta muy pequeña, los estimadores se acercan de manera propicia al valor real. Los autores sugieren el estimador de Chao et al. (2013) para calcular el valor de H , ya que obtiene un valor confiable con un balance entre sesgo y varianza cuando la muestra tiende a ser pequeña. Como en esta tesis el número de individuos por especie en las muestras es relativamente pequeño (no llegan al orden de cientos), se utilizó este estimador para calcular los valores de Shannon. Como este índice no es una medida de diversidad directa, calculamos un derivado de él, el número efectivo de especies ($Exp-H$), que sería equivalente al número de especies igualmente comunes (equiprobables) que compondrían una comunidad con la misma complejidad que la indicada por la medida original (Jost y González Oreja 2012). Esto es útil porque permite comparar directamente la magnitud de la diferencia entre 2 o más comunidades (Moreno et al. 2011).

Índice de Simpson: mide la probabilidad de que dos individuos elegidos al azar (en una muestra con reposición) pertenezcan a distintas especies (Gotelli y Chao 2013). Este índice es afectado por las especies más abundantes de la muestra y es menos sensible a la riqueza de especies ($q = 2$). Es un índice robusto capaz de capturar la variación en la distribución de las especies abundantes o no raras de la muestra de manera precisa (Magurran 2004). A su vez, se calculó el número efectivo de especies del índice de Simpson ($1/D$). Al igual que Shannon, hay diversos algoritmos que permiten calcular el índice de Simpson y el número efectivo de la manera menos sesgada posible; seguimos la recomendación de Gotelli y Chao (2013), que proponen usar el algoritmo MVUE (“minimum variance unbiased estimator”) para calcular Simpson, ya que es menos sensible al tamaño de la muestra. El número efectivo de especies de Simpson puede interpretarse como el número de las especies muy abundantes en la muestra.

Los métodos estadísticos de re-muestreo como los propuestos para estimar los índices de diversidad, permiten acercarnos mejor a los valores reales de la muestra y obtener errores estándar e intervalos de confianza del 95%, pero en contrapartida tienen como limitación que son sensibles a los tamaños de las muestras y resultan inconmensurables a tamaños de muestras pequeños.

3.3 Resultados

3.3.1 Fauna de Araneae

Se colectó un total de 16.627 arañas, siendo 2.241 individuos adultos (hembras: 1.013; machos: 1.228) y 14.386 individuos juveniles (Tabla 3.1). Los individuos adultos representaron solamente el 13,47% de la muestra total, lo que equivale a una proporción de 1 adulto cada 6 juveniles colectados. Estos individuos estuvieron taxonómicamente repartidos en 34 familias, 88 géneros y 72 especies identificadas. Se asignó la categoría morfoespecie a 83 individuos, los cuales fueron asignados al taxón familia (20 fueron ejemplares adultos y 63 ejemplares juveniles). Los individuos juveniles no fueron identificados a nivel de especie, sólo cuando fue posible se asignaron al taxón familia. Algunas familias detectadas que incluyeron solo individuos juveniles fueron Amaurobiidae, Ctenidae, Hersiliidae, Miturgidae, Prodidomidae, Scytodidae, Sicariidae, Sparassidae, Theraphosidae, Uloboridae y Zodariidae.

Tabla 3.1 Detalle del número total de individuos, familias y especies de arañas capturadas, discriminando entre sitios ubicados en la ciudad de Córdoba (Argentina) y sitios externos (exurbanos).

	Ubicación		
	Urbano+suburbano	Exurbanos	Total
Hembras	764	249	1013
Machos	976	252	1228
Juveniles	11132	3254	14386
Adultos	1740	501	2241
Total	12872	3755	16627

La familia más abundante fue Linyphiidae (823 adultos/1755 juveniles), seguida de Thomisidae (357/1773), Theridiidae (301/1830) y Salticidae (300/1833). Las menos representadas fueron Mimetidae (1 individuo adulto), Nesticidae (1 individuo adulto), Mysmenidae (3 adultos y 7 juveniles), Tetragnathidae (1 adulto y 1 juvenil) y Trechaelidae (4 adultos y 91 juveniles). De 147 especies, 36 estuvieron representadas por un solo individuo y 20 por dos individuos (38% correspondieron a las especies menos frecuentes). Cuando se consideraron únicamente los individuos adultos las familias se redujeron a 23 de 34 (incluyendo juveniles). De aquí en adelante haremos referencia únicamente a los individuos adultos. En la Tabla 3.2 se detallan por categoría de ambiente (urbano, suburbano y exurbano) y clasificación de gremio, el total de individuos adultos colectado, ordenado por familia y abundancia de especies.

Tabla 3.2 Número total de individuos adultos de arañas colectadas por categoría de ubicación del sitio en la ciudad de Córdoba (Argentina) (U: urbano; S: suburbano, E: exurbano y T: total), por familia y gremio (G).

Familia	Género	Especie	G	U	S	E	T
Anyphaenidae	<i>Sanogasta</i>	<i>minuta</i> (Keyserling, 1891)		6	10	1	17
	cf. <i>Patrera</i>	sp1			3	1	4
	<i>Teudis</i>	sp1			2	2	4
	<i>Sanogasta</i>	<i>maculatipes</i> (Keyserling, 1878)	CF	3			3
	<i>Arachosia</i>	<i>bergi</i> (Simon, 1880)		2			2
	<i>Xiruana</i>	<i>hirsuta</i> (Mello-Leitão, 1938)		1	1		2
	<i>Aysha</i>	<i>guaiba</i> (Brescovit 1992)*			1		1
	<i>Otoniella</i>	sp1			1		1

	<i>Sanogasta</i>	<i>maculosa</i> (Nicolet, 1849)		1			1
Araneidae	<i>Larinia</i>	<i>tucuman</i> Harrod, Levi & Leibensperger, 1991		8	14	3	25
	<i>Metepeira</i>	cf. <i>gressa</i> (Keyserling, 1892)			5	9	14
	<i>Ocrepeira</i>	<i>lurida</i> (Mello-Leitão, 1943)		1	4	3	8
	<i>Alpaida</i>	<i>holmbergi</i> Levi, 1988		4		2	6
	<i>Araneus</i>	<i>omnicolor</i> (Keyserling, 1893)			2	3	5
	<i>Argiope</i>	<i>argentata</i> (Fabricius, 1775)				4	4
	cf. <i>Mecynogea</i>	sp1	TO		2		2
	<i>Metepeira</i>	sp1		1	1		2
	<i>Alpaida</i>	<i>versicolor</i> (Keyserling, 1877)			1		1
	<i>Araneus</i>	<i>aurantiifemuris</i> (Mello-Leitão, 1942)				1	1
	<i>Araneus</i>	sp1				1	1
		msp5		1			1
	Coriniidae	<i>Castianeira</i>	<i>coquito</i> Rubio, Zapata & Grismado, 2015		1	2	5
<i>Castianeira</i>		sp2			1	2	3
<i>Castianeria</i>		<i>spinipalpis</i> Mello-Leitão, 1945	CS	1			1
<i>Castianeira</i>		sp1		1			1
Dictynidae		msp2		9	10	2	21
		msp3		7	6		13
		msp4	TE	3	6		9
		msp5			6		6
		msp7			5		5
		msp1		1	1	2	4
		msp6			1		1
Eutichuridae	<i>Cheiracanthium</i>	<i>inclusum</i> (Hentz, 1847)		7	6	5	18
	<i>Cheiracanthium</i>	sp1	CF	1			1
Gnaphosidae	<i>Micaria</i>	sp1		3	1		4
	<i>Apopyllus</i>	<i>silvestrii</i> (Simon, 1905)		2	1		3
	Grop1	sp1	CS	1			1
	Grop1	sp2			1		1
	<i>Zelotes</i>	sp1			1		1
Hahniidae	cf <i>Intihuatana</i>	sp2		13	23	9	45
	cf <i>Intihuatana</i>	sp3	TS		5	3	8
	cf. <i>Intihuatana</i>	sp1			3		3
Linyphiidae	<i>Lepthyphantes</i>	sp1		113	269	105	487
	<i>Erigone</i>	sp1	TS	38	43	14	95
	<i>Agyneta</i>	sp1		20	40	2	62
	<i>Pseudotyphistes</i>	sp1		24	31	1	56
	<i>Laminacauda</i>	<i>montevidensis</i> (Keyserling, 1878)		13	14	3	30
	<i>Notiohyphantes</i>	<i>meridionalis</i> (Tullgren, 1901)*		12	14	2	28
	<i>Moyosi</i>	<i>prativaga</i> (Keyserling, 1886)		5	13		18
	<i>Ostearius</i>	<i>melanopygius</i> (O. Pickard-Cambridge, 1880)		5	6	3	14

	<i>Scolecurea</i>	<i>propinqua</i> Millidge, 1991		8	4	1	13
	<i>Mermessus</i>	sp1		3	6	1	10
	<i>Notiohyphantes</i>	sp1			3		3
	<i>Sphecozone</i>	<i>rubescens</i> O. Pickard-Cambridge, 1871		2	1		3
		msp2			1	1	2
	<i>Dubiaranea</i>	<i>difficilis</i> (Mello-Leitão, 1944)				1	1
		msp1				1	1
Lycosidae	<i>Pardosa</i>	<i>plumipedata</i> (Roewer, 1951)		2	3	4	9
	<i>Pardosa</i>	<i>flammula</i> Mello-Leitão, 1945	CS	3	2		5
		msp1			3		3
	<i>Navira</i>	<i>naguan</i> Piacentini & Grismado, 2009				2	2
	<i>Aglaoctenus</i>	<i>lagotis</i> (Holmberg, 1876)	TD		1		1
		msp3	CS		1		1
		msp7			1		1
Mimetidae	<i>Ero</i>	aff. <i>tuberculata</i> (De Geer, 1778)*	CE		1		1
Mysmenidae		msp1	TE		2	1	3
Nesticidae	<i>Eidmannella</i>	<i>pallida</i> (Emerton, 1875)	TE	1			1
Oonopidae		msp1			4		4
	<i>Neotrops</i>	sp1	CS			2	2
Oxyopidae	<i>Oxyopes</i>	sp1		4	4	8	16
		msp2		4	4	1	9
	<i>Oxyopes</i>	sp3	CA	3	1	1	5
	<i>Peuceitia</i>	<i>rubrolineata</i> Keyserling, 1877				2	2
	<i>Oxyopes</i>	sp2				1	1
Philodromidae	cf. <i>Cleocnemis</i>	sp1		12	26	21	59
	<i>Paracleocnemis</i>	cf. <i>termalis</i> Schiapelli & Gerschman, 1942	CE	20	5	3	28
	<i>Paracleocnemis</i>	sp1			1		1
Pholcidae		msp1			15		15
	cf. <i>Metagonia</i>	sp1	TE	3	2		5
Phrurolithidae	<i>Orthobula</i>	sp1	CS		2	4	6
Salticidae	<i>Neonella</i>	<i>montana</i> Galiano, 1988		6	28	38	72
	<i>Semiopyla</i>	<i>cataphracta</i> Simon, 1901		7	43	16	66
	<i>Aphirape</i>	<i>uncifera</i> (Tullgren, 1905)		10	16	5	31
	<i>Neonella</i>	<i>acostae</i> Rubio, Argañaraz & Gleiser 2015		8	6	5	19
	<i>Dendryphantes</i>	<i>mordax</i> (C. L. Koch, 1846)		8	4	1	13
	<i>Neonella</i>	<i>minuta</i> Galiano, 1965		2	4	6	12
	<i>Psecas</i>	sp1			4	5	9
	<i>Tullgrenella</i>	<i>morenensis</i> (Tullgren, 1905)	CA	4	1	4	9
	<i>Atomosphyrus</i>	<i>breyeri</i> Galiano, 1966			5	3	8
	<i>Dendryphantes</i>	sp1			5	3	8
	<i>Sassacus</i>	sp2		5	1		6
	<i>Phiale</i>	sp1		2	1	2	5

	<i>Simprulla</i>	<i>argentina</i> Mello-Leitão, 1940	2	2	1	5
	<i>Hisukattus</i>	<i>transversalis</i> Galiano, 1987		1	3	4
	<i>Sassacus</i>	cf. <i>barbipes</i> (Peckham & Peckham, 1888)		3	1	4
	<i>Atomosphyrus</i>	sp1	1	2		3
	<i>Phiale</i>	<i>roburifoliata</i> Holmberg, 1875	1	1	1	3
	<i>Sitticus</i>	sp1	2	1		3
	<i>Arachnomura</i>	<i>adfectuosa</i> Galiano, 1977	2			2
	<i>Gastromicans</i>	sp1	1	1		2
	<i>Habronattus</i>	sp1		1	1	2
	<i>Metaphidippus</i>	sp1		1	1	2
	<i>Sassacus</i>	cf. <i>helenicus</i> (Mello-Leitão, 1943)	1	1		2
	<i>Sitticus</i>	<i>leucoproctus</i> (Mello-Leitão, 1944)	2			2
	<i>Akela</i>	sp1		1		1
	<i>Simonurius</i>	<i>gladifer</i> (Simon, 1901)			1	1
	<i>Colonus</i>	<i>melanogaster</i> (Mello-Leitão, 1917)*		1		1
	<i>Dendryphantes</i>	sp2		1		1
	<i>Saitis</i>	<i>catulus</i> Simon, 1901			1	1
	<i>Saphrys</i>	cf. <i>saitiformis</i> (Simon, 1901)		1		1
	<i>Tullgrenella</i>	sp1		1		1
	<i>Tullgrenella</i>	<i>serrana</i> Galiano, 1970		1		1
Tetragnathidae	<i>Leucagne</i>	<i>volupis</i> (Keyserling, 1893)	TO	1		1
	<i>Platnickina</i>	<i>mneon</i> (Bösenberg & Strand, 1906)	19	28	52	99
	<i>Chrysso</i>	sp1	7	32	13	52
	<i>Euryopis</i>	sp1		26	1	27
	<i>Thymoites</i>	sp1	2	17	5	24
	<i>Thymoites</i>	sp4		21	3	24
	<i>Dipoena</i>	<i>pumicata</i> (Keyserling, 1886)		6	12	18
	<i>Thymoites</i>	sp2		2	14	16
	<i>Steatoda</i>	<i>iheringi</i> (Keyserling, 1886)	TE 3	4		7
	<i>Theridion</i>	sp1	2		5	7
	<i>Dipoena</i>	sp2		4		4
Theridiidae	<i>Steatoda</i>	sp214	3	1		4
	<i>Euryopis</i>	<i>spinifera</i> (Mello-Leitão, 1944)		2	1	3
	<i>Thymoites</i>	sp3		2	1	3
	<i>Anelosimus</i>	<i>rupunnuni</i> Levi, 1956*	1		1	2
	<i>Dipoena</i>	sp1		1	1	2
	<i>Steatoda</i>	<i>ancorata</i> (Holmberg, 1876)	1	1		2
	<i>Theridion</i>	<i>calcynatum</i> Holmberg, 1876			2	2
	<i>Theridion</i>	<i>chacoense</i> Levi, 1963*			2	2
	<i>Anelosimus</i>	sp1			1	1
	<i>Argyrodes</i>	sp1		1		1
	<i>Steatoda</i>	sp1	1			1

Thomisidae	<i>Misumenops</i>	<i>maculisparus</i> (Keyserling, 1891)		147	67	20	234
	<i>Misumenops</i>	<i>pallidus</i> (Keyserling, 1880)		29	16	7	52
	<i>Misumenops</i>	sp1		14	11	2	27
	<i>Misumenops</i>	sp2		7	4	2	13
	<i>Tmarus</i>	<i>elongatus</i> Mello-Leitão, 1929*	CE	4	1	5	10
	<i>Misumenops</i>	sp3		7	2		9
	<i>Wechselia</i>	<i>steinbachi</i> Dahl, 1907		1	2	6	9
	<i>Tmarus</i>	aff. <i>digitatus</i>		2	1		3
Trachelidae	<i>Meriola</i>	<i>arcifera</i> (Simon, 1886)		2	2	3	7
	<i>Meriola</i>	<i>cetiformis</i> (Strand, 1908)		3			3
	<i>Meriola</i>	sp1	CS	1	1		2
	<i>Trachelopachys</i>	cf. <i>keyserlingi</i> (Roewer, 1951)		1			1
Trechaelidae	<i>Paradosenus</i>	<i>sabana</i> Carico & Silva, 2010*	CF		3	1	4

*Especies no registradas en el Catalogo de Arañas Argentinas 2017. Referencias: CF = Corredoras de follaje; TO = Tejedoras de telas orbiculares; CS = Corredoras de suelo; TE = Tejedoras de telas espaciales; TS = Tejedoras de telas en sábana; CE = Cazadoras de emboscada; CA = Cazadoras al acecho; TD = Tejedoras de tela en domo.

3.3.2 Representatividad y diversidad de la fauna de arañas en los sitios

Como punto de partida, se evaluó la eficacia de la muestra para representar la fauna de cada sitio. En la Tabla 3.3 se detallan por sitio el número total de adultos colectado, el número de especies observado, la abundancia media por especie, el número medio de individuos por muestra (abundancia total/40 sub-muestras tomadas), valores de cobertura (*C*) y coeficiente de variación (*CV*). En general, la representación de la fauna por sitio fue satisfactoria, con coberturas de hasta 92 %. Sin embargo, se identificaron algunos pocos sitios en los que parece más probable que el esfuerzo de muestreo no haya sido suficiente en relación a la fauna de arañas del lugar y la colecta haya sido más pobre. Para evitar que estas falencias conduzcan a posibles sesgos en los resultados, se excluyeron de los análisis estadísticos los sitios que detectamos como pobres o sub-muestreados ($C < 0,7$).

Los sitios con valores de $C < 0,7$ excluidos (S4, S24, U30) coincidieron con sitios de baja abundancia por especie e individuos por muestra colectados. En el caso del sitio U18, si bien solo se colectaron 0,48 individuos por muestra, el valor de *C* fue 0,74, lo que puede interpretarse como un reflejo de que el sitio fue pobre en sí y no que presentó una escasa representación de la fauna en la muestra. Por lo tanto, se consideraron 11 sitios urbanos y 10 suburbanos para los análisis del total de la araneofauna colectada.

Tabla 3.3 Número total de individuos adultos de arañas (abundancia) y riqueza observada por sitio de colecta en la ciudad de Córdoba (Argentina).

Sitio	Abundancia	Nro de Especies	Individuos por especie	Individuos por muestra	<i>C</i>	<i>CV</i>
S2	118	27	4,37	2,95	0,92	1,61
S3	100	30	3,33	2,50	0,85	1,61
S4	32	16	2,00	0,80	0,66	1,1
S7	77	32	2,41	1,93	0,73	1,85
S8	117	40	2,93	2,93	0,84	1,57
S12	65	20	3,25	1,63	0,85	1,1
S13	106	27	3,93	2,65	0,89	1,35
S14	57	20	2,85	1,43	0,77	1,68
S16	159	36	4,42	3,98	0,9	2,02
S17	86	17	5,06	2,15	0,89	1,66
S24	45	23	1,96	1,13	0,67	1,1
S29	84	26	3,23	2,10	0,86	1,99
U5	55	21	2,62	1,38	0,77	1,49
U6	30	8	3,75	0,75	0,90	0,79
U9	122	31	3,94	3,05	0,91	1,54
U10	103	24	4,29	2,58	0,89	1,57
U18	19	8	2,38	0,48	0,74	1,1
U19	112	29	3,86	2,80	0,90	1,28
U20	40	15	2,67	1,00	0,88	0,84
U21	43	20	2,15	1,08	0,70	0,93
U22	68	20	3,40	1,70	0,81	1,70
U25	38	17	2,24	0,95	0,71	1,08
U26	53	23	2,30	1,33	0,78	1,12
U30	11	9	1,22	0,28	Sin datos	Sin datos

S= suburbano; U= urbano. En negrita se indican los sitios que tuvieron menor valor de *C* (ver detalles en el texto).

Como se observa en la Tabla 3.3, la probabilidad de ocurrencia de las especies en los sitios fue muy heterogénea (es decir, hubo algunas especies más abundantes que otras), en algunos casos llegando a valores de 2. Los sitios suburbanos fueron más heterogéneos que los urbanos, aunque para cualquiera de estos dos hábitats, en general los valores de *CV* no fueron inferiores a 1.

La Tabla 3.4 detalla la riqueza y los índices de diversidad estimados para cada sitio considerando datos de abundancia y la Tabla 3.5 la riqueza y los índices de diversidad considerando datos de incidencia. Como era esperable, los valores promedio de riqueza esperada fueron mayores a los observados para ambos ambientes. La riqueza observada por sitio varió entre un mínimo de 8 especies y un máximo de 40, mientras que la riqueza esperada varió entre un mínimo de 9,5 (Chao1-bc) y un máximo de 88 (ACE) especies cuando se calculó en base a datos de individuos, y desde un mínimo de 8,97 (Chao2-bc) a un máximo de 109 (ICE) cuando se consideraron incidencias para su cálculo. En general (aunque no en todos los sitios), los valores de riqueza esperados fueron mayores cuando se estimaron considerando incidencias respecto a abundancias. Sin embargo, los índices de diversidad que contemplan abundancias relativas fueron similares cuando fueron calculados según abundancias o incidencias. Los valores por sitio fueron variables, por ejemplo el número efectivo de especies (Exp-H) osciló entre 7 y 31,5 especies considerando abundancias, y entre 8 y 51,8 especies considerando incidencias.

Tabla 3.4 Caracterización de la diversidad de arañas por ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina), utilizando datos de abundancia (se descartaron los sitios S4, S24 y U30, ver explicación en el texto). Valor medio \pm error estándar por sitio.

Sitio	Nº de especies	Chao1-bc	Jackknife2	ACE	H	Exp-H	D	D/1
S2	27	34,4 \pm 6,3	41,9 \pm 7,6	35 \pm 5,8	2,8 \pm 0,13	16 \pm 1,8	0,12 \pm 0,02	8,2 \pm 1,4
S3	30	43 \pm 9	53 \pm 9,3	52,5 \pm 13	3 \pm 0,13	20 \pm 2,4	0,1 \pm 0,02	9,8 \pm 1,7
S7	32	57,9 \pm 15,3	66,45 \pm 11	88 \pm 32	3,2 \pm 0,2	26 \pm 4,5	0,1 \pm 0,02	10 \pm 2,4
S8	40	55,4 \pm 9	67,7 \pm 10,5	61 \pm 10,6	3,4 \pm 0,12	30 \pm 3,4	0,07 \pm 0,01	13,7 \pm 2,7
S12	20	31 \pm 9	36,8 \pm 7,5	35 \pm 10,5	2,8 \pm 0,16	17 \pm 2,7	0,1 \pm 0,02	11 \pm 2
S13	27	38 \pm 8,4	45,8 \pm 8	45,6 \pm 11,6	3 \pm 0,14	18,5 \pm 2,4	0,1 \pm 0,01	11 \pm 1,65
S14	20	45,5 \pm 20	43,4 \pm 8,6	51 \pm 21	2,8 \pm 0,3	17 \pm 5	0,15 \pm 0,04	6,7 \pm 1,8
S16	36	49 \pm 9	59 \pm 9,4	52 \pm 9	2,9 \pm 0,14	18,5 \pm 2,5	0,13 \pm 0,02	7,8 \pm 1,2
S17	17	28,8 \pm 10,6	33 \pm 7	38 \pm 15,4	2,2 \pm 0,2	9,2 \pm 1,7	0,12 \pm 0,03	5 \pm 0,7
S29	26	36,8 \pm 8	45 \pm 8	37 \pm 7	2,7 \pm 0,2	16 \pm 3	0,16 \pm 0,04	6 \pm 1,4
U5	21	36,3 \pm 11,5	42,5 \pm 8,6	46,8 \pm 18	2,8 \pm 0,25	17,8 \pm 4	0,12 \pm 0,03	8,5 \pm 1,7

U6	8	9,5±2,5	12,8±4	11±3,6	1,9±0,23	7±1,6	0,21±0,04	4,7±0,8
U9	31	38,8±6,3	47±8	39±5,5	3±0,14	21±2,8	0,1±0,01	10±2
U10	24	33±7,3	41±8	41±11	2,6±0,15	14,6±2	0,13±0,02	7,7±1,3
U18	8	12,7±6	16±5	19±11	2,2±0,4	8,8±3	0,2±0,1	5±2
U19	29	38±7	46±8	41±7,6	3±0,13	21±2,5	0,08±0,01	12±2
U20	15	16,4±1,9	19±5	21±5	2,6±0,16	14±2	0,1±0,03	10±2
U21	20	58±29	44±8,6	45±16	3,4±0,4	31,4±12,8	0,06±0,02	15,3±4
U22	20	58,4±30	44,5±8,7	53,7±23	2,7±0,4	16±7	0,16±0,04	6,3±1,3
U25	17	34,85±14	36±8	42±18	3±0,3	20,5±6	0,1±0,03	11±2,6
U26	23	32,2±7	41±8	40±11	3,1±0,2	23±4	0,07±0,02	13±3

Tabla 3.5 Caracterización de la diversidad de arañas por ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina), utilizando datos de incidencia (se descartaron los sitios S4, S24 y U30, ver explicación en el texto). Valor medio ± error estándar.

Sitio	Nº de especies	Chao2-bc	Jackknife2	ICE	H	Exp-H	D	D/1
S2	27	36,2±7,1	44,5±8,2	46,1±11	3,3±0,2	27,3±4,5	0,05±0,01	17,6±3,4
S3	30	54,8±16	60±10	67,8±20,5	3,6±0,2	36,1±6,8	0,05±0,01	20,8±4
S7	32	67,24±20	70,7±11	109±40	3,85±0,24	47±10	0,04±0,01	23±6,8
S8	40	58,6±10,7	71,2±10,8	64,5±12,7	4±0,14	51,8±6	0,02±0,01	41,4±6,6
S12	20	36,1±12,6	40,3±8,2	40,6±13,7	3,2±0,3	24,8±6	0,06±0,02	16±3,6
S13	27	36,5±7	45,5±8,5	45,2±11	3,4±0,16	29±4	0,05±0,01	20,6±3,4
S14	20	39±14	42,2±8,5	51±20	3,3±0,3	28,4±8	0,06±0,02	15,5±4,7
S16	36	49,2±8,5	60,4±9,7	61,3±12,7	3,6±0,13	36±4	0,04±0,01	24,6±3,5
S17	17	31,6±12,5	34,4±7,5	37,7±14,6	3±2,3	19,4±6	0,09±0,02	10,8±2,6
S29	26	40,6±10	49±9	48,7±14	3,6±0,23	36±8	0,04±0,01	26,5±6
U5	21	36,2±11,4	42,3±8,5	46,7±18	2,87±0,2	17,7±4	0,12±0,02	8,47±1,8
U6	8	8,97±1,8	11,9±4	10,7±3,3	2,1±0,25	8±1,8	0,15±0,05	6,6±1,7

U9	31	50±12	58±9,7	54,7±13	3,4±0,13	30,6±3,5	0,06±0,01	16,3±3
U10	24	36,9±10	43,4±8	41,6±11	3,1±0,2	22,4±4	0,07±0,01	14,4±2
U18	8	12,9±6	16,7±5	17,4±10	2,3±0,4	10,5±4	0,15±0,07	6,4±2,7
U19	29	41,8±8,8	51,4±9	54,5±14,2	3,4±0,2	31,2±5,2	0,05±0,01	20,2±3,6
U20	15	19,1±4,2	24,7±6	23,3±6	2,8±0,15	16,8±2,6	0,07±0,02	13±2,6
U21	20	49,6±22	45±9	49,3±19,7	3,6±0,35	38,7±12,7	0,04±0,02	22,1±10,3
U22	20	58±29,7	44±8,5	54,6±23	2,8±0,2	16±3,3	0,16±0,03	6,3±1
U25	17	49,2±26	39±8	45,5±21	3,5±0,3	31,5±10	0,07±0,02	14,3±5
U26	23	46,4±16	50±10	66,5±26	3,6±0,3	35,7±11	0,05±0,02	19,5±6,4

3.3.3 Descripción de los gremios detectados

Las familias detectadas fueron clasificadas en siete gremios (Tabla 3.6). Si bien la clasificación se realizó a nivel taxonómico de familia, en el caso de especies cuyo comportamiento es conocido y diferente a la generalidad del grupo, fueron ubicadas en el gremio correspondiente. Este fue el caso de *Aglaoctenus lagotis* (Holmberg, 1876) un ejemplar de la familia Lycosidae que teje telas en embudo o domo a diferencia del resto de los representantes de la familia. Sin embargo este gremio (Tejedoras de tela en domo) no fue considerado de relevancia en esta Tesis por haberse detectado sólo un ejemplar adulto. Este resultó el único caso en el cual una familia estuvo representada por dos gremios diferentes.

Tabla 3.6 Detalle de los gremios de arañas detectados: Abundancia de individuos, número de especies y familias que componen cada gremio y la familia mejor representada en abundancia de individuos (%).

Gremio	Abundancia	Nro de especies	Nro de familias	Familia dominante (%)
Tejedoras de telas en sábana (TS)	699	16	2	94% Linyphiidae
Cazadoras de emboscada (CE)	370	12	3	83% Thomisidae
Tejedoras de telas espaciales (TE)	247	26	5	71% Theridiidae

Cazadoras al acecho (CA)	207	33	2	90% Salticidae
Corredoras de follaje (CF)	46	12	3	66% Anyphaenidae
Corredoras de suelo (CS)	43	20	6	30% Lycosidae
Tejedoras de telas orbiculares (TO)	40	10	2	98% Araneidae

Como se resume en la Tabla 3.6, los gremios más abundantes en número de individuos colectados correspondieron a las Tejedoras de telas en sábana, Tejedoras de telas espaciales, Cazadoras de emboscada y Cazadoras al acecho. Si bien el gremio de Tejedoras de telas en sábana fue el más abundante, no fue el gremio más diverso. Estuvo compuesto por dos familias, de las cuales Linyphiidae incluyó 13 especies y el 94% de los individuos, mientras que Hahniidae contribuyó sólo con tres especies y el restante 6 % de los individuos. Algo similar se observó para el gremio Cazadoras al acecho, donde Salticidae representó el 90% de la abundancia y 30 especies. En el caso de Cazadoras de emboscada, la familia Thomisidae fue la más abundante y estuvo representada por 8 especies, seguida de Philodromidae (3 especies y 18 % de los individuos), ya que Mimetidae estuvo representada por una especie y un individuo. El gremio Tejedoras de telas espaciales resultó el más diverso en número de familias, con predominio de la familia Theridiidae (17 especies) y comparado con los otros tres gremios, fue el de mejor representación de taxones y abundancias relativas.

En cuanto a los gremios Tejedoras de telas orbiculares, Corredoras de suelo y Corredoras de follaje, se encontraron notablemente menos representados en términos de número de individuos colectados. El gremio Corredoras de suelo estuvo representado por 43 individuos y 20 especies distribuidos en seis familias, lo cual sugiere una gran diversidad del grupo. El sesgo que se observa en estos datos sea posiblemente consecuencia de dos factores principales, la técnica de colecta (G-vac) y los horarios diurnos de colecta que pueden excluir individuos que se encuentran refugiados durante el día en grietas y otros refugios no accesibles para el aspirador, como ya se discutió en el Capítulo 2. Por estos motivos, para evitar sesgos en las interpretaciones, de aquí en adelante cuando se realizaron análisis referidos a los gremios se acotaron a los cuatro más abundantes. Además, las especies pertenecientes a los gremios menos abundantes (que en consecuencia también se encuentran sub-representadas) fueron excluidas de los análisis de diversidad cuando se consideró el total colectado en la comunidad. De esta manera, se redujo el número de especies raras que a priori descartamos por ineficiencia del muestreo.

En resumen, como resultado de las exclusiones de sitios, gremios y especies que pueden estar sub-representados para obtener una representación más confiable de la diversidad, para los análisis a nivel global de la fauna se consideraron 10 sitios suburbanos y 11 urbanos como las réplicas de cada ubicación. En cuanto a la fauna de arañas, se consideraron 87 especies agrupadas en 12 familias, en este conjunto de datos la fauna poco frecuente quedó representada por 17 singletons y 11 doubletons, que constituyeron el 32 % del total. En cuanto a los gremios se consideraron las Cazadoras de emboscada y Tejedoras de telas espaciales. Debido a que los gremios Tejedoras de telas en sábana y Cazadoras al acecho estuvieron compuestos en su mayoría (más del 90%) por las familias dominantes, se enfocaron los análisis posteriores directamente en dichas familias.

3.3.4 Descripción de las familias más abundantes

Las cuatro familias más abundantes fueron analizadas para determinar cuán bien estuvieron representadas sus especies en las muestras (excluyendo los sitios externos) de manera que puedan ser utilizadas para responder preguntas más específicas. Debido a que estas familias fueron abundantes en la mayoría de los sitios, para su análisis se consideraron todos los sitios (24).

3.3.4.1 Linyphiidae

La familia Linyphiidae fue la más abundante con 688 individuos adultos repartidos en 13 especies. La especie más abundante fue *Lepthyphantes* sp1 con 382 individuos seguida de *Erigone* sp1 con 81 individuos y *Agyneta* sp1 con 60 individuos, mientras que la morfoespecie 2 fue la única de la familia que estuvo representada por un solo individuo (Tabla 3.2). A nivel de sitio, las abundancias superaron los 10 individuos excepto por dos sitios en los que se capturaron cinco individuos (un sitio urbano U5 y otro suburbano S24) y dos sitios en los que la abundancia fue de 6 adultos (ambos urbanos: U30 y U18).

Observando la curva de rarefacción considerando el total de individuos colectados en los 24 sitios (Figura 3.1-A), a partir de los 500 individuos ya se alcanzó una meseta considerable. La curva obtenida considerando muestras mostró el mismo patrón (Figura 3.1-B). Las curvas indicaron que el número de individuos colectados y de muestras tomadas fueron suficientes para representar la fauna de linyphiidos del sistema (ciudad de Córdoba y alrededores).

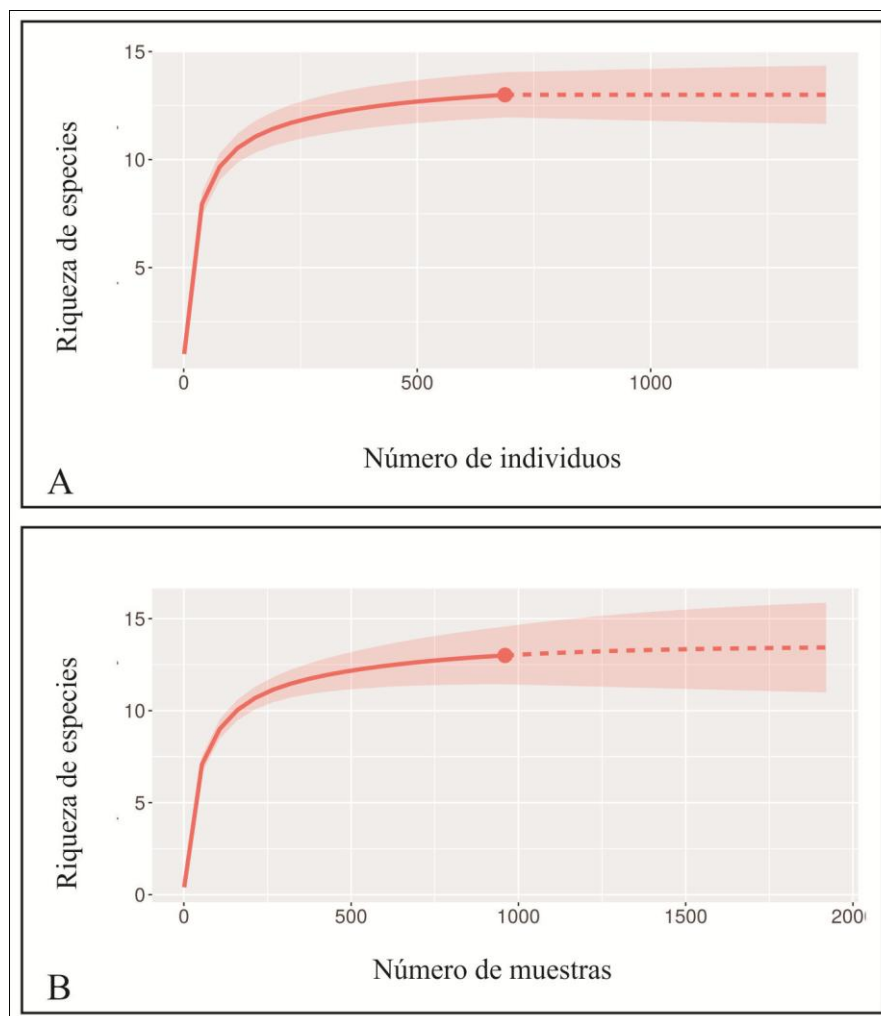


Figura 3.1 Curvas de rarefacción para la familia Linyphiidae de la ciudad de Córdoba (Argentina), valores empíricos en línea continua, proyectados en línea cortada. -A: Curva en base a frecuencia de individuos. Tamaño de muestra: 688; proyectada hasta 1376 individuos. -B: Curva en base a incidencias. Tamaño de muestra: 960, proyectada hasta 1920 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

3.3.4.2 Thomisidae

La familia Thomisidae estuvo representada por 315 individuos adultos pertenecientes a 8 especies. *Misumenops maculisparsus* (Keyserling, 1891) fue la más abundante con 214 individuos, seguida de *Misumenops pallidus* (Keyserling, 1880) con 45 individuos y *Misumenops* sp1 con 25. Sólo en el sitio S24 no se detectaron thomisídeos adultos y en el S17 se encontró un solo adulto, ambos sitios están ubicados en la periferia de la ciudad.

En las curvas de rarefacción construidas considerando el total de individuos (Figura 3.2-A) o de muestras (Figura 3.2-B) se observó el mismo patrón que para Linyphiidae,

donde el número de individuos y el esfuerzo de muestreo fueron suficientes para representar la riqueza de especies de manera eficiente.

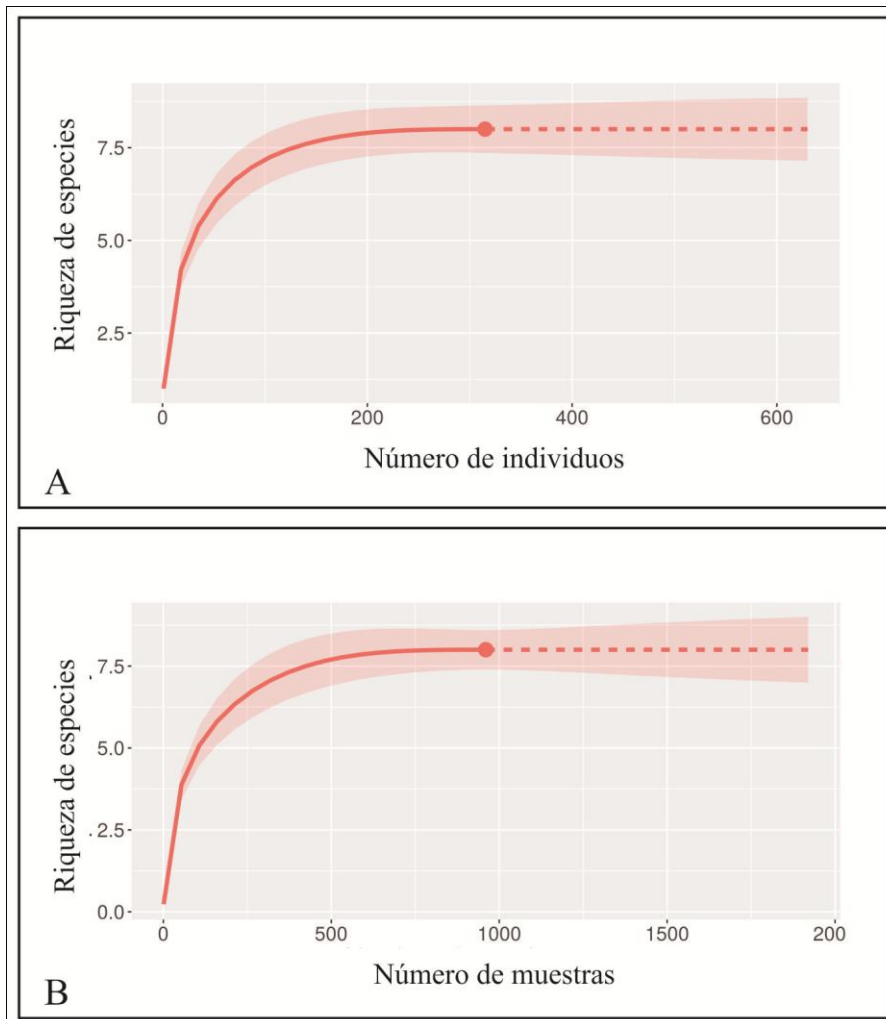


Figura 3.2 Curvas de rarefacción para la familia Thomisidae de la ciudad de Córdoba (Argentina), valores empíricos en línea continua, proyectados en línea cortada. -A: Curva en base a frecuencia de individuos. Tamaño de muestra: 315; proyectada hasta 630 individuos. - B: Curva en base a incidencias. Tamaño de muestra: 960, proyectada hasta 1920 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

3.3.4.3 Theridiidae

Esta familia fue capturada en menor proporción que las anteriores, 187 individuos adultos repartidos en 18 especies y el 50% de las especies estuvo presente en muy baja abundancia (4 singletons y 5 doubletons). *Platnickina mneon* (Bösenberg & Strand, 1906) fue la especie más abundante con 47 individuos, seguida de *Chrysso* sp1 con 39 individuos y *Euryopsis* sp1 con 26. Estas tres especies en conjunto representaron el 60% de

los individuos adultos colectados de esta familia. En los sitios U6, U18 y U20 no se capturaron individuos adultos de Theridiidae.

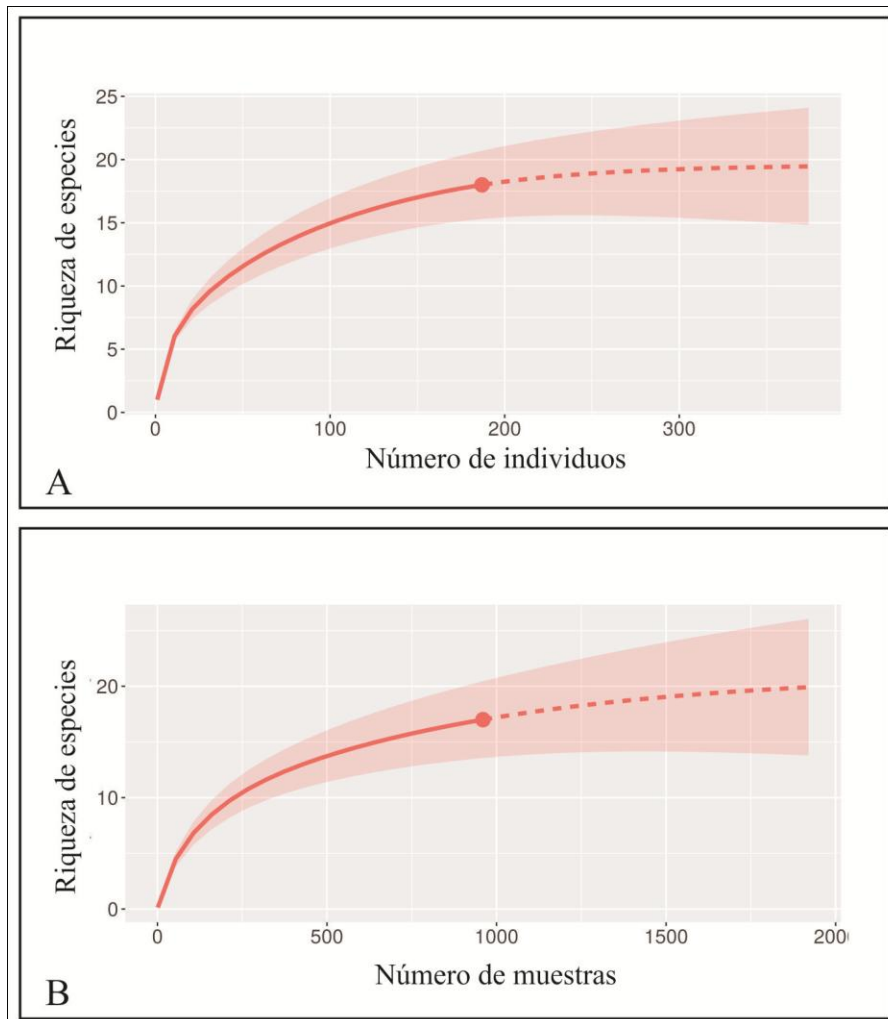


Figura 3.3 Curvas de rarefacción para la familia Theridiidae de la ciudad de Córdoba (Argentina), valores empíricos en línea continua, proyectados en línea cortada. -A: Curva en base a frecuencia de individuos. Tamaño de muestra: 187; proyectada hasta 374 individuos. -B: Curva en base a incidencias. Tamaño de muestra: 960, proyectada hasta 1920 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

Utilizando el conjunto de especies, la curva de rarefacción tendió a alcanzar una meseta, más evidente en la curva por individuos (Figura 3.3-A) que por muestras (Figura 3.3-B) que posee una pendiente más pronunciada. Ambos patrones fueron similares y de hecho la representación de las especies fue considerablemente buena a nivel de todo el sistema.

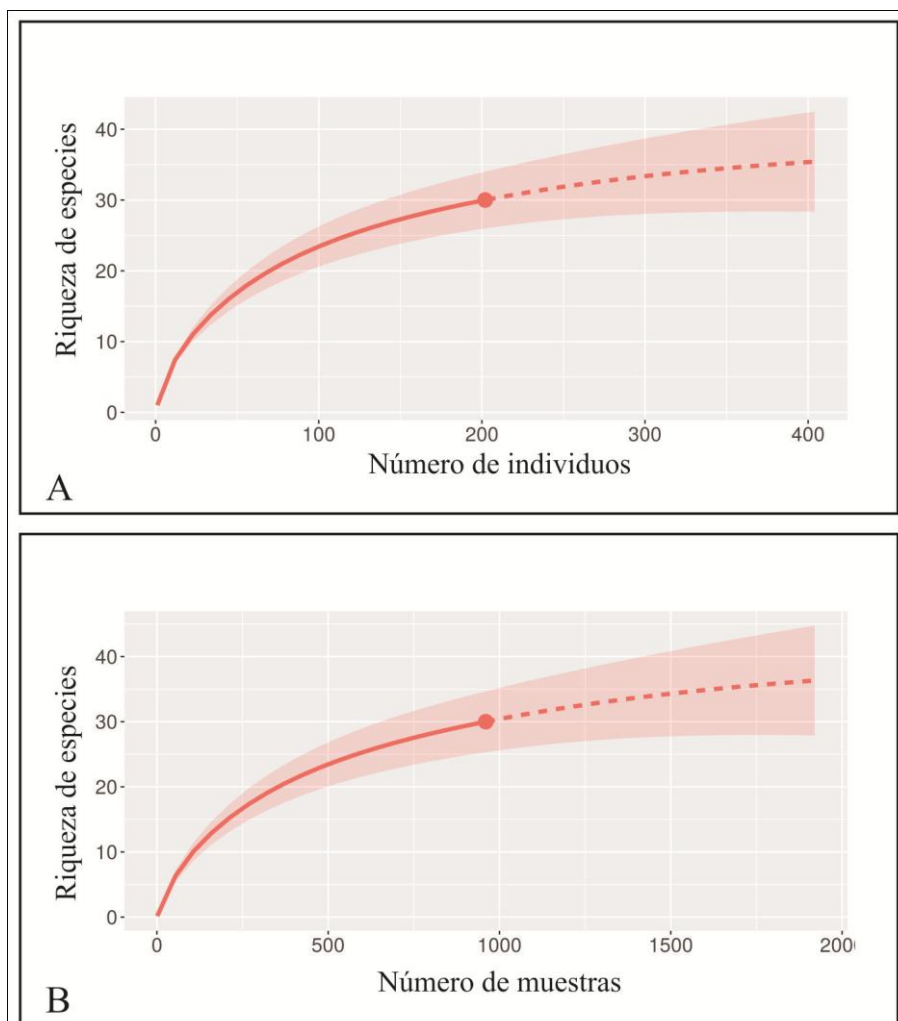


Figura 3.4 Curvas de rarefacción para la familia Salticidae de la ciudad de Córdoba (Argentina), valores empíricos en línea continua, proyectados en línea cortada. -A: Curva en base a frecuencia de individuos. Tamaño de muestra: 202; proyectada hasta 404 individuos. - B: Curva en base a incidencias. Tamaño de muestra: 960, proyectada hasta 1920 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

3.3.4.4 Salticidae

En los 24 sitios se colectó un total de 202 individuos adultos, repartidos en 30 especies, de las cuales 14 representaron las especies con menor frecuencia (9 singletons y 5 doubletons). Las especies en mayor abundancia fueron *Semiopyla cataphracta* Simon, 1901 con 50 individuos, *Neonella montana* Galiano, 1988 con 34 individuos y *Aphirape uncifera* (Tullgren, 1905) con 26 individuos. En tres sitios no se capturaron saltícidos adultos (4S, 6U y 30U).

Las curvas de rarefacción para el total de saltícidos construidas a partir de la abundancia de los individuos (Figura 3.4-A) o de las muestras (figura 3.4-B) mostraron un

patrón similar, en el cual la pendiente se redujo moderadamente pero sin alcanzar una meseta aún luego de la extrapolación. En este caso, nuevamente como en la familia Theridiidae, la representación de la familia se consideró aceptable.

3.4 Discusión

El presente estudio es el primer relevamiento de la fauna de arañas en espacios verdes de la ciudad de Córdoba y alrededores, revelando la presencia de 147 especies pertenecientes a 23 familias y asumiendo que la diversidad es superior si se consideraran los ejemplares inmaduros colectados, detectando 11 familias más. Más aún, hasta la fecha, en nuestro mejor conocimiento, éste es el primer estudio de las comunidades de arañas en espacios verdes urbanos de Argentina. Se verificó en el Catálogo de arañas Argentinas (versión online 2017) que las siguientes especies detectadas en esta Tesis no tienen registros conocidos para Argentina: *Aysha guaiba* (Brescovit 1992) familia Anyphaenidae, *Notiohyphantes meridionalis* (Tullgren, 1901) familia Linyphiidae, *Colonus melanogaster* (Mello-Leitão, 1917) familia Salticidae, *Anelosimus rupunnuni* Levi, 1956 y *Theridion chacoense* Levi, 1963 familia Theridiidae, *Tmarus elongatus* Mello-Leitão, 1929 familia Thomisidae y *Paradossenus sabana* Carico & Silva, 2010 familia Trechaelidae.

De un total de 147 morfoespecies, cerca del 90% pudo ser determinado a nivel de género y el 42 % (62) pudieron ser confirmadas a nivel específico. Si bien algunas morfoespecies no pudieron ser determinadas a nivel específico por problemas asociados al acceso a descripciones/complejidad de la taxonomía del grupo etc., es posible que varias de ellas representen nuevas especies para la ciencia. Zapata y Grismado (2015) advierten en la Reserva Ecológica Costanera Sur (provincia de Buenos Aires) la presencia de 49 morfoespecies que son potencialmente nuevas para la ciencia y 70 nuevos registros para la fauna Argentina. En este estudio hemos detectado una especie nueva de Salticidae, *Neonella acostae* Rubio, Argañaraz y Gleiser (2015), y morfoespecies de las familias Oonopidae, Salticidae y Linyphiidae que también aportarían nuevos descubrimientos a la fauna. A su vez, el material colectado permitirá re-descripciones como el caso de *Steatoda iheringi* (Keyserling, 1886), cuya hembra fue descripta por Keyserling para el género *Lithyphantes*, sin embargo luego Levi (1962) traspasa la especie al género *Steatoda* y describe el ejemplar macho que “cree corresponde a *S. iheringi*”. A partir de este estudio obtuvimos fuerte evidencia de ejemplares colectados que el macho descripto por Levi para

S. iheringi es incorrecto, ya que hemos encontrado hembras de la especie con machos que a la mirada de taxónomos especialistas en la familia (Antonio D Brescovit) resultarían individuos de la misma especie.

La mayoría de las especies capturadas no son reconocidas como de interés sanitario. Se colectaron individuos de Lycosidae (826, en su mayoría juveniles), un inmaduro de la familia Sicariidae (inmaduro de *Loxosceles*) y un individuo de la familia Sparassidae. La inoculación de veneno por parte de individuos de Lycosidae en general produce efectos locales que no requieren mayor atención. Estas arañas no son agresivas, por lo cual los accidentes son muy escasos (Moyano 2008) su presencia en los espacios verdes no sería de particular relevancia sanitaria. Los efectos de las mordeduras por Sicariidae (*Loxosceles* spp) y Sparassidae (por ejemplo *Polybetes*) pueden resultar un poco más complejos, por ejemplo el veneno de *Loxosceles* spp es de acción necrótica, pudiendo actuar a nivel cutáneo o sistémico-cutáneo cuyo pronóstico es más severo, y son comunes los accidentes por estas especies por su preferencia domiciliaria (Fischer et al. 2011; Ubick et al. 2005). En el caso de *Polybetes* el veneno es neurotóxico leve, pero el carácter agresivo de la especie y su condición domiciliaria provocan comunes accidentes (Moyano 2008).

La representación de las especies por sitio fue adecuada ya que los valores de cobertura en general fueron superiores al 70%, no obstante, las riquezas esperadas fueron superiores a las observadas independientemente del método de estimación usado. Se encontró una variación de la riqueza de araneofauna estimada de acuerdo al tipo de dato utilizado (abundancia de individuos o incidencia en las muestras) que podría ser una consecuencia del método de cálculo combinado con la alta ocurrencia de especies raras por sitio. Chao1 y ACE son sensibles a los agrupamientos, es decir, cuando los individuos no están repartidos de manera aleatoria (o próximo a ello) en las muestras, el número de “singletons” no coincide con el número de incidencias de “frecuencia 1”, en estos casos se sugiere utilizar índices de incidencia como Chao2 e ICE (Magurran 2004). A su vez, el índice de Jackknife2 es más robusto que Chao1 y ACE cuando hay agrupamiento (Magurran 2004). El cálculo de Shannon, y por consiguiente su exponencial, poseen el mismo problema ya que requieren de la frecuencia o incidencia de las especies para su estimación (Chao et al. 2013). Por esta razón, en los siguientes capítulos, cuando se realicen estimaciones de diversidad, se harán referidas a índices basados en los datos de incidencia para su cálculo.

Las familias mejor representadas en abundancia (Linyphiidae, Thomisidae, Theridiidae y Salticidae) no mostraron diferencias importantes entre la riqueza calculada con datos de abundancia o de incidencia, indicando que las especies están distribuidas de manera “relativamente” homogénea entre los 24 sitios. Por lo tanto, consideramos que la riqueza observada ofrece una buena estimación global de la araneofauna asociada a vegetación que puede colectarse con la técnica de muestreo de G-vac.

El número de especímenes y de especies detectado resultó muy satisfactorio si lo comparamos con otras investigaciones realizadas en otras ciudades de Latinoamérica. En ambientes domiciliarios y peridomiciliarios, mediante colecta manual, Fischer et al. (2011) colectaron en la ciudad de União da Vitória, Brasil, 20 familias y 726 individuos y Brazil et al. (2005) en tres ciudades de Salvador de Bahía, Brasil colectaron 329 adultos de 13 especies y 17 morfoespecies de 10 familias. En la ciudad de México, también mediante colecta manual Durán-Barón et al. (2009) colectaron 1196 individuos de 25 familias y 63 especies. Taucare-Ríos et al. (2013) compilaron un listado de especies sinantrópicas en base a colectas esporádicas, bibliografía y material de museo en ocho ciudades de Chile, registrando 31 especies y 17 familias. La menor riqueza reportada en estos trabajos, respecto a los obtenidos en la presente Tesis puede relacionarse no sólo con diferencias en las técnicas de muestreo, sino también con el tipo de ambiente o microambiente donde se concentraron las colectas, sugiriendo que la araneofauna presente en los espacios verdes urbanos sería más rica que la intra o peridomiciliaria.

En cuanto a espacios verdes urbanos del hemisferio norte, por ejemplo Farhana Rain et al. (2016) evaluaron la diversidad de arañas de un campus universitario en la gran ciudad de Dhaka, Bangladés, utilizando golpeteo de follaje y colecta manual, y obtuvieron 116 especies de 11 familias y 1690 individuos. En Estados Unidos, Gardiner et al. (2014) y Moorhead y Philpott (2013) utilizando trampas de caída, relevan los espacios verdes (baldíos, jardines y parques) en ciudades del estado de Ohio, colectado un total de 10 y 19 familias de arañas respectivamente. Estos datos rápidamente sugieren que la ciudad de Córdoba y sus alrededores tienen una riqueza similar o superior a la de otras urbanizaciones.

La riqueza de arañas encontrada en la ciudad de Córdoba inclusive parece superior a la de otros ambientes antrópicos en los que se ha estudiado la araneofauna de Argentina, como por ejemplo en agro-ecosistemas (Tabla 3.7; Almada et al. 2012; Armendano y

González 2010; Liljesthröm et al. 2002). Aun así, la riqueza parecería inferior a la estimada en otras regiones de Argentina en condiciones más naturales (o diferentes al agro-ecosistema convencional) y con combinación de un mayor número de técnicas de colecta (Tabla 3.7. Zapata y Grismado 2015; Grismado 2007 y Avalos et al. 2013).

Tabla 3.7 Estudios de diversidad de arañas realizados en Argentina en distintos ambientes. Se detalla número de especies y familias, técnicas de colecta y ambiente/lugar geográfico donde se realizó el estudio.

Autor	Familias	Especies	Técnica de colecta	Ambiente/Lugar
Argañaraz (Tesis)	23	147	G-vac (aspirador/soplador)	Espacios verdes de la Ciudad de Córdoba
Almada et al. (2012)	16	32	Paño vertical, red entomológica, trampas de caída	Cultivos de algodón. Reconquista, Santa Fe.
Armendano y González (2010)	15	50	Trampas de caída y red de arrastre	Cultivo de alfalfa. Estación experimental Gorina, Provincia de Buenos Aires.
Liljesthröm et al. (2002)	13	37	Trampas de caída, colecta manual, paño vertical	Cultivo de soja y bordes aledaños. Provincia de Buenos Aires.
Zapata y Grismado (2015)	35	191	Trampas de caída, colecta manual, golpeteo de red, colecta de hojarasca y embudo de Berlese	Reserva Ecológica Costanera Sur. Ciudad Autónoma de Buenos Aires.
Grismado (2007)	32	158	Trampas de caída, golpeteo de follaje, golpeteo con red, colecta manual, paraguas entomológico	Reserva Natural Otamendi. Buenos Aires.
Avalos et al. (2013)	33	200	Trampas de caída, golpeteo de follaje, colecta manual y tamizado de hojarasca	Cultivos de naranja, Corrientes

Más allá de las diferencias de la araneofauna entre ambientes, la técnica de colecta puede influir en el número de arañas y en cuáles especies son más probablemente detectadas. Por ejemplo, en los muestreos con aspiradores tipo G-vac los Saltícidos que son más frecuentes en el follaje suelen ser capturados, mientras que suelen estar pobremente representadas familias de suelo como por ejemplo Lycosidae, Gnaphosidae y Corinnidae (Green 1999). Consistentemente, en nuestros muestreos con G-vac las arañas corredoras de suelo y tejedoras de telas en embudo o domo fueron algunos de los gremios para los que se capturó menor número de individuos. Utilizando trampas de caída en ambiente urbano las familias más abundantes reportadas en general corresponden a Lycosidae y Linyphiidae (Gardiner et al. 2010, 2014; Moorhead y Philpott 2013). En nuestras colectas con G-vac en Córdoba, Linyphiidae fue la familia más abundante seguida de Thomisidae, Theridiidae y Salticidae, mientras que por ejemplo con colecta manual en las ciudades de União da Vitória, Brasil (Fischer et al. 2010) y ciudad de México (Durán-

Barrón et al. 2009), las más abundantes fueron Pholcidae y Theridiidae, aunque estos últimos muestreos estuvieron acotados a viviendas y sus jardines.

CAPÍTULO 4

4.1 Introducción

En el ecosistema urbano, la composición de las especies puede estar influenciada por la disponibilidad de variados hábitats (Sattler et al. 2010). A *pequeña escala* puede existir una interacción de las especies con elementos como cobertura de vegetación y diversidad de plantas (Uetz et al. 1999). Philpott et al. (2014) en parches urbanos de la ciudad de Toledo, EEUU, relevó las comunidades de hormigas, abejas y arañas en 12 espacios verdes (baldíos, jardines y remanente de bosque) encontrando por ejemplo, que la abundancia de arañas en los parches aumenta a medida que disminuye la cobertura de herbáceas y arbustos altos, mientras que la riqueza de arañas se favorece por la poca cobertura arbórea. En otros casos el factor modelador a escala local tiene relación con acciones de manejo más que con la estructura de la vegetación en sí, por ejemplo, Sattler et al. (2010) en comunidades de aves, abejas y de arañas en tres ciudades suizas encontraron que la frecuencia/intensidad del mantenimiento (corte-poda) de los parches a escala local (menos de 10 m de radio) es un factor que modela la comunidad de arañas.

En general en las ciudades se pueden discriminar dos grandes elementos del paisaje, la superficie construida o impermeable (que incluye edificaciones, caminos, etc.) y la superficie cubierta por vegetación. A *gran escala*, lo que rodee a un espacio verde urbano probablemente afecte a los habitantes del parche. Para las especies asociadas a la vegetación, la superficie densamente construida (ocupando un 80% aprox. de la cobertura del suelo) fragmenta y reduce los espacios habitables (McKinney 2008), mientras que los espacios verdes aledaños (plazas, parques, áreas con vegetación conservada, etc.) actúan como hábitat y como corredores de especies (Vergnes et al. 2012). La mezcla entre superficies construidas y espacios verdes abiertos de diferente índole le otorgan heterogeneidad al paisaje urbano, una propiedad que ha sido relacionada positivamente con la riqueza de artrópodos que puede albergar una ciudad (McIntyre et al. 2001).

La relación entre características de elementos locales o configuraciones espaciales y las arañas ha sido estudiada también en otros ambientes, diferentes al urbano, por ejemplo, en la Reserva Churince, Valle de Cuatro Ciénegas Coahuila, México la riqueza de arañas fue mayor en zonas de mayor densidad de vegetación y humedad, mientras que la dominancia fue mayor en zonas de escasa o nula vegetación (Bizuet-Flores et al. 2015).

También se han observado relaciones con los ensambles de plantas, por ejemplo, en pantanos de inundación en Nueva Jersey, EEUU se encontró una asociación entre las comunidades de arañas y la variación de la estructura de la vegetación otorgada por dos especies de pastos (*Spartina patens* y *S. alterniflora*) (Döbel et al. 1990). Los autores argumentaron que cuando la estructura vertical de la vegetación es baja, no hay espacio para las arañas tejedoras, por lo cual los gremios de arañas deambuladoras son los dominantes y viceversa. Aumentando el grano de estudio, en agroecosistemas, Clough et al. (2005) compararon la riqueza de arañas en campos de cereales en Alemania occidental, encontrando que la heterogeneidad espacial es un factor relacionado positivamente con la riqueza de especies de arañas. En agro-ecosistemas de Alemania, en campos de usos convencionales y orgánicos, el porcentaje de tierras no cultivadas que rodean a los sitios de estudio tuvieron un efecto positivo en la diversidad de Lycosidae, pero ningún tipo de efecto en Linyphiidae, lo que fue atribuido a la diferente capacidad de dispersión de los organismos (Batáry et al. 2012).

En resumen, lo antecedentes indican que las interacciones entre los elementos del paisaje y la diversidad pueden ocurrir a diferentes escalas y las respuestas variarán de acuerdo a las características de cada especie (Clough et al. 2005). El objetivo general de este capítulo fue evaluar las características locales y paisajísticas de la ciudad de Córdoba y la fauna de arañas que habitan en ellos.

4.1.1 Hipótesis

Hipótesis 1: La vegetación presente en los sitios urbanos y suburbanos constituye un recurso para las arañas (como refugio o sitio de caza) y su estructura afecta la riqueza de especies. Por lo tanto, esperamos encontrar una relación positiva entre la estructura de la vegetación y la diversidad de arañas; es decir, que los sitios con mayor cobertura o estructura vertical de la vegetación poseerán mayor abundancia y riqueza de arañas.

Hipótesis 2: Los tipos de cobertura que rodean al espacio verde tienen efectos sobre la fauna de arañas que albergan, actuando como corredores o hábitat en sí mismos. Por lo tanto, los parches que se encuentren rodeados de alta proporción de superficie construida estarán aislados y empobrecidos en riqueza y abundancia de arañas, mientras que los parches rodeados de una alta proporción de espacios verdes se verán beneficiados en el

intercambio de individuos y disponibilidad de hábitat, reflejándose en una mayor riqueza y abundancia de la araneofauna.

Hipótesis 3: La estructura del paisaje en la cual está inmerso el sitio tiene efectos sobre la fauna de arañas que presenta, ya que paisajes más heterogéneos deberían ofrecer una mayor diversidad de recursos, y por lo tanto alojar ensambles de especies más ricos. A su vez, a medida que aumenta la capacidad de dispersión de las especies, menor es la influencia del paisaje circundante sobre su capacidad de arribar a nuevos espacios. Esperamos a nivel de la fauna total, que la diversidad de arañas esté positivamente relacionada con la heterogeneidad del paisaje que rodea al espacio verde. A nivel de grupos taxonómicos en particular, esperamos que las familias con mayor capacidad de dispersión (como Linyphiidae, Thomisidae, Theridiidae y Salticidae) no encuentren al paisaje urbano como una barrera y por lo tanto su presencia sea menos dependiente del paisaje.

4.1.2 Objetivos específicos

Analizar si la cobertura y complejidad del espacio verde a escala local influyen sobre la abundancia, riqueza de especies y diversidad de especies de los gremios de Araneae.

Evaluar si la abundancia y riqueza de especies y diversidad de especies de los gremios de Araneae en espacios verdes se relacionan con características paisajísticas tales como el tipo de cobertura y la heterogeneidad del terreno.

4.2 Metodología para el análisis de datos

De manera preliminar, se realizaron análisis de correlación no paramétrico “Spearman” en Software R (R Core Team 2008) entre todos los pares de variables descriptoras, a escala local (porcentaje de cobertura horizontal de hojarasca, herbáceas, superficie impermeable, cobertura por canopia y estructura vertical de la vegetación en 1 y 2 m) y a escala de paisaje en radios de 100, 500 y 1000 m (porcentajes de áreas verdes y construcciones de alta densidad, riqueza de categorías y heterogeneidad del paisaje).

Identificar relaciones entre las variables descriptoras resulta imprescindible de manera preliminar para evitar colinealidad entre variables explicativas en los modelos.

Para evaluar cuánta variación de la variable respuesta (riqueza observada, abundancia e índices de diversidad) fue explicada por las variables descriptoras (o independientes) a escala local y de paisaje, primero se efectuaron regresiones lineales simples considerando una variable por vez. Para cada análisis se realizó un test de normalidad de los errores (Test de Shapiro-Wilk) y a su vez se analizaron los gráficos de residuos (predichos vs observados) para testear la homogeneidad de la varianza de los errores. En los casos en los cuales los índices de diversidad cumplieron los supuestos de normalidad fueron analizados con un modelo de regresión lineal simple. En el caso de no cumplimiento de los supuestos se realizó una correlación no-paramétrica (Spearman) para detectar una relación entre la variable respuesta y las variables descriptoras.

La abundancia y la riqueza observada no se ajustaron a una distribución normal por ser datos de conteo (ya sea número de individuos o número de especies presentes), por ende, siguiendo la recomendación de O'Hara y Kotze (2010) se usaron los modelos lineales generalizados para evitar transformar la variable y poder utilizar los datos crudos. En primera instancia (exploratoria) se usó una distribución de *Poisson* como función de enlace, para observar el comportamiento de la varianza residual con respecto a los grados de libertad. En todos los casos los valores de la varianza residual fueron superiores a sus correspondientes grados de libertad indicando una fuerte sobredispersión de los datos, es decir, de variación extra en los datos no explicada. Por lo tanto, se utilizó una distribución quasi-Poisson que se ajusta mejor a la distribución de los datos, de esta manera se construyó un modelo lineal generalizado simple con función de enlace quasi-Poisson para analizar los datos de abundancia y riqueza observada (Crawley 2015; O'Hara y Kotze 2010). Sólo se mencionarán y mostrarán gráficamente ejemplos de las variables que resultaron significativas y los valores de ajuste R^2 en el modelo lineal, D^2 en el modelo generalizado y el p valor de la pendiente, para cada caso. Estos análisis fueron realizados en el software R 3.3.2 (R Core Team 2008). Los índices fueron calculados con datos de incidencia utilizando el software SpadeR (Chao et al. 2015), como fue detallado en el capítulo anterior.

Se consideraron diferentes variables respuesta, a continuación se detalla el conjunto de datos utilizado en cada caso. Total de especies colectado: Abundancia de individuos,

riqueza observada de especies, índice de Shannon e índice de Simpson, la base de datos utilizada estuvo integrada por 87 especies y 21 sitios (como se detalló en el Capítulo 3). Nivel de familia: Abundancia de individuos y riqueza observada de especies por familia (Linyphiidae, Theridiidae, Thomisidae y Salticidae). Se consideraron los 24 sitios, inclusive los sitios con cero individuos, como una señal de condición “desfavorable”. Se realizó el mismo análisis a nivel de los gremios Cazadoras de emboscada y Tejedoras de telas espaciales, considerando la abundancia de individuos y riqueza de especies de cada gremio.

Fueron explorados modelos de regresión múltiple con variables cuyo ajuste individual (en el modelo de regresión simple) superó el valor de 0,25 de R^2 o D^2 y que no estuvieron correlacionadas entre sí. Modelos aditivos y de interacción fueron propuestos para cada conjunto de datos, pero no resultaron significativos.

4.3 Resultados

4.3.1 Caracterización del hábitat a escala local

La Tabla 4.1 detalla los valores de cada variable a escala local. La cobertura horizontal está representada por la cobertura de herbáceas (hierbas y compuestas), hojarasca (materia orgánica) y superficie impermeable (suelo desnudo, cemento, etc.). La cobertura arbórea de los sitios fue estimada mediante la medición de la canopia y la estructura vertical a nivel del suelo fue representada por la cobertura de vegetación a 1 m y hasta 2 m de altura (ver detalles metodológicos en Capítulo 2). En general los sitios de muestreo tuvieron una alta cobertura de pastos y herbáceas (65% de la superficie, rango min-máx 22 -93%) y baja superficie desnuda o impermeable (en promedio 21%), aunque con estructura vertical pobre (por ejemplo el rango de valores a 1 m varió desde 0,5 a 60,3%). La cobertura de árboles fue baja, en promedio de 23%, aunque en tres sitios superó el 60%.

Tabla 4.1 Características locales de cobertura y estructura vegetal de cada uno de los sitios de muestreo de la ciudad de Córdoba (Argentina). Se muestran valores promedio entre ambas estaciones (primavera y verano), expresados como porcentaje.

Sitio	Herbáceas	Hojarasca	Sup.Imper.	Canopia	1m	2m
S3	74,4	20,6	5	65,1	40	21,1
S4	74,4	1,1	24,4	20,2	10,4	9,5
S7	57,8	42,2	0,0	64,5	45,0	27,3
S12	58,3	23,9	17,8	14,3	31,4	20,8
S13	63,9	36,1	0,0	3,8	60,3	30,8
S24	22,2	54,4	23,3	87,8	36,4	27,9
S2	66,1	21,7	12,2	30,0	7,9	6,7
S8	46,2	4,4	49,4	0,0	23,7	14,3
S14	57,9	6,1	36,1	18,5	2,7	1,3
S16	71,7	13,3	15,0	0,0	19,5	9,8
S17	63,1	6,2	30,7	19,5	1,0	3,7
S29	63,9	2,8	33,3	0,0	30,4	15,2
U9	81,1	10,4	8,5	9,8	19,9	13,6
U26	60,0	4,4	35,6	50,1	4,2	2,9
U30	68,5	3,6	27,9	44,0	3,6	4,4
U5	64,1	19,9	16,1	31,9	25,0	20,0
U20	75,0	10,0	15,0	10,1	3,6	2,2
U6	66,1	16,7	17,2	35,4	5,7	6,3
U10	65,0	7,8	27,2	9,5	13,7	5,9
U25	69,4	2,2	28,3	8,6	10,4	10,4
U18	52,5	9,2	38,3	13,1	6,4	5,5
U19	93,3	6,7	0,0	0,0	8,0	4,1
U21	71,1	11,7	17,2	8,2	10,8	6,6
U22	82,8	4,4	12,8	11,6	0,5	1,6

4.3.2 Caracterización del hábitat a escala de paisaje

Las categorías porcentajes de áreas verdes (AV) y construcciones de alta densidad (CA) representan las coberturas más frecuentes, mientras que las restantes, que se restringieron a un bajo número de sitios (por ejemplo “cultivos”, “cuerpos de agua”, “bosque remanente”, etc.) sólo se consideraron para el cálculo de la riqueza y la heterogeneidad del paisaje. En la Tabla 4.2 se detallan los valores de los AV y CA, la

riqueza de categorías (RC) y heterogeneidad del paisaje (HP) a diferentes escalas espaciales.

Tabla 4.2 Características de los sitios a escala de paisaje, en las tres áreas buffer consideradas de la ciudad de Córdoba (Argentina).

Sitio	100 m radio				500 m radio				1000 m radio			
	AV	CA	RC	HP	AV	CA	RC	HP	AV	CA	RC	HP
S3	59,76	0	3	0,36	42,99	0	3	0,41	31,78	0	4	0,42
S4	52,34	0	2	0,41	16,95	0,92	4	0,51	13,38	10,51	4	0,45
S7	55,77	1,13	4	0,39	33,71	30,96	4	0,24	32,22	27,96	6	0,27
S12	0	0	1	0,69	21,23	0	4	0,38	8,38	0	6	0,3
S13	100	0	1	0,69	48,06	0	4	0,32	20,33	0	4	0,38
S24	74,57	0	2	0,47	19,81	0	5	0,41	12,4	0	5	0,48
S2	41,09	0	2	0,41	13,94	0	2	0,55	10,12	0	3	0,58
S8	20,14	72,81	3	0,44	30,43	47,93	4	0,3	32	49,17	5	0,31
S14	87,11	0	2	0,56	49,87	0	2	0,41	48,37	4,17	4	0,32
S16	98,31	0	2	0,67	59,99	0	4	0,36	41,35	1,22	6	0,3
S17	44,22	55,78	2	0,41	8,23	91,77	2	0,6	23,78	76,22	2	0,48
S29	100	0	1	0,69	74,98	16,05	3	0,45	54,23	36,59	4	0,35
U9	46,71	53,29	2	0,41	7,82	90,04	4	0,58	9,85	85,41	5	0,54
U26	12,73	87,27	2	0,56	3,73	93,94	3	0,62	5,27	93,6	3	0,62
U30	5,31	94,69	2	0,63	10,37	89,63	2	0,58	6,08	91,14	4	0,59
U5	100	0	1	0,69	61,29	27,15	3	0,37	40,17	47,18	5	0,33
U20	49,01	34,6	3	0,32	12,44	78,88	4	0,48	6,54	90,48	4	0,59
U6	1,76	98,24	2	0,67	6,79	90,74	3	0,59	12,08	86,24	4	0,55
U10	100	0	1	0,69	63,12	19,49	5	0,37	53,65	21,6	5	0,31
U25	1,29	98,71	2	0,68	0,87	95,65	3	0,64	2,57	94,02	3	0,62
U18	17,38	82,62	2	0,53	7,79	92,21	2	0,61	5,17	91,24	5	0,59
U19	100	0	1	0,69	16,18	83,44	3	0,53	9,28	89,93	3	0,59
U21	27,05	72,95	2	0,46	10,3	87,12	3	0,56	6,72	92,64	3	0,61
U22	46,38	53,62	2	0,41	17,48	82	4	0,52	9,24	88,27	4	0,57

AV: Áreas Verdes, CA: Alta densidad de construcciones, RC: Riqueza de categorías y HP: Heterogeneidad del paisaje (Índice de Shannon). Los valores de AV y CA se expresan en porcentaje.

4.3.3 Correlaciones entre variables a escala local y de paisaje

A nivel local la variable porcentaje de hojarasca se correlacionó significativamente de manera negativa con el porcentaje de superficie impermeable y positivamente con la estructura de la vegetación a 1 y 2 m. A su vez, la complejidad estructural a 1 m y 2 m estuvieron altamente correlacionadas entre sí positivamente. Debido a esta fuerte correlación y a la tipología de los espacios verdes en la cual se encuentra más representado el primer estrato, se descartó de los posteriores análisis la estructura vertical hasta 2 m. El porcentaje de herbáceas se correlacionó negativamente con la superficie impermeable (Tabla 4.3).

En cuanto a las variables de paisaje, se evaluaron las correlaciones en cada área buffer. Como era esperado, el porcentaje de áreas verdes y el porcentaje de superficie construida de alta densidad estuvieron negativamente correlacionados en todas las áreas buffer consideradas. De igual manera, la riqueza de categorías se correlacionó negativamente con la heterogeneidad en todos los casos. Cuando el radio considerado fue de 500 m y 1000 m, el porcentaje de áreas verdes se relacionó negativamente con la heterogeneidad del paisaje, en el caso de áreas de 1000 m, la heterogeneidad se relacionó positivamente con las construcciones de alta densidad (Tabla 4.4). Una correlación negativa marginal se detectó en áreas de 1000 m entre la riqueza de categorías y las construcciones de alta densidad.

Tabla 4.3 Correlación entre variables explicativas a escala local de la ciudad de Córdoba (Argentina). Los valores a la izquierda de la diagonal principal muestran los coeficientes de correlación de Spearman, mientras que los valores a la derecha indican los p .

Rho\p	Herbáceas	Hojarasca	Sup.Imper.	Canopia	1 m	2 m
Herbáceas		0,3	0,006	0,23	0,23	0,18
Hojarasca	-0,22		0,002	0,14	0,005	0,005
Sup.Imper.	-0,54	-0,59		0,8	0,09	0,14
Canopia	-0,25	0,3	-0,04		0,8	0,75
1 m	-0,25	0,55	-0,34	-0,04		0,0001
2 m	-0,28	0,55	-0,31	0,06	0,95	

Tabla 4.4 Correlación entre variables explicativas de paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Para cada área buffer (indicada como subíndice en las leyendas de la primera columna), los valores a la izquierda de la diagonal principal muestran los coeficientes de correlación de Spearman, mientras que los valores a la derecha indican los *p*.

Rho\p	AV	CA	RC	HP
AV ₁₀₀		0,0001	0,1	0,3
CA ₁₀₀	-0,76		0,06	0,38
RC ₁₀₀	0,34	0,39		0,0001
HP ₁₀₀	0,2	-0,18	-0,85	
AV ₅₀₀		0,0001	0,09	0,0001
CA ₅₀₀	-0,78		0,1	0,0001
RC ₅₀₀	0,35	-0,33		0,003
HP ₅₀₀	-0,87	0,75	-0,57	
AV ₁₀₀₀		0,0001	0,1	0,0001
CA ₁₀₀₀	-0,63		0,05	0,0001
RC ₁₀₀₀	0,35	-0,4		0,0001
HP ₁₀₀₀	-0,81	0,73	-0,7	

4.3.4 Relaciones entre las características del hábitat (escala local y espacial) y la fauna de Araneae

4.3.4.1 Araneofauna total

Para analizar si hubo alguna relación entre las características del hábitat y el total de arañas colectado (87 especies y 21 sitios), se exploraron una por una las variables descriptoras. No se evidenciaron relaciones significativas entre la abundancia y las variables medidas a escala local. A escala de paisaje el porcentaje de áreas verdes tuvo un efecto positivo a 100 m (Figura 4.1-A) sobre la abundancia de individuos, mientras que el porcentaje de construcciones CA se relacionó negativamente en todos los radios considerados (Figura 4.1-B).

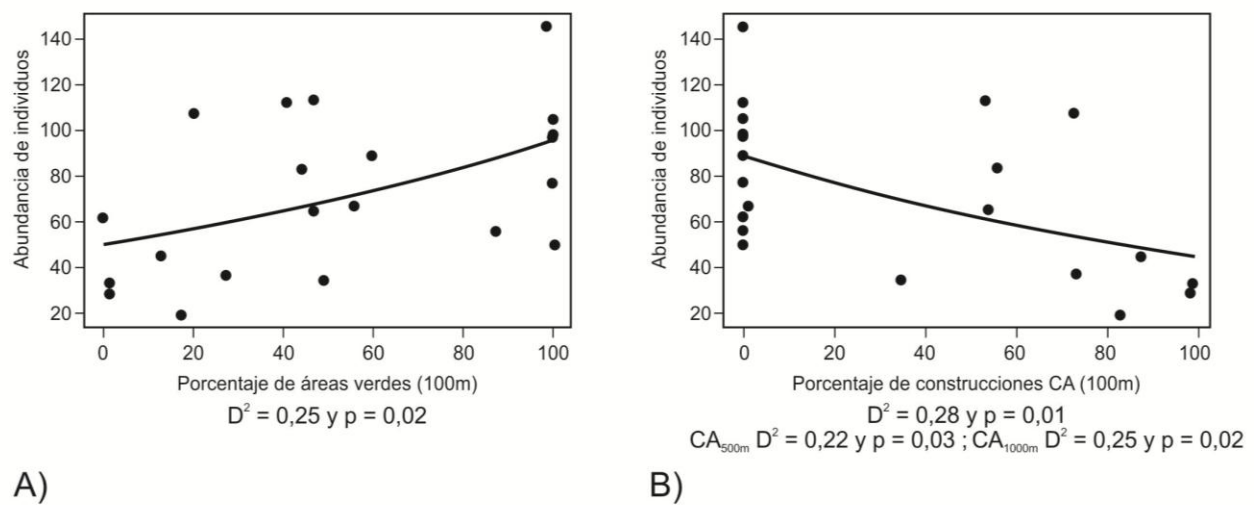


Figura 4.1 Regresiones simples significativas entre la abundancia de individuos de la Araneofauna total y variables del paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada, se presentan los resultados de las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

La riqueza observada se relacionó positivamente con la estructura vertical (Figura 4.2-A). A escala de paisaje el porcentaje de áreas verdes (Figura 4.2-B) y riqueza de categorías (Figura 4.2-C) se relacionaron positivamente con la riqueza de especies, mientras que el porcentaje de construcciones CA (Figura 4.2-D) y la heterogeneidad del paisaje se relacionaron negativamente (Figura 4.2-E) en la mayoría de los radios considerados (500 y 1000 m). La heterogeneidad del paisaje fue la variable con mejor ajuste con la riqueza observada.

El índice de Shannon se relacionó positivamente con el porcentaje de estructura vertical (Figura 4.2-F), mientras que a escala de paisaje se relacionó de manera negativa y marginal ($p = 0,05$) con el porcentaje de construcciones CA a 500 y 1000 m (Figura 4.3-A). La heterogeneidad del paisaje en un radio de 500 m también se relacionó negativamente con la diversidad de Shannon (Figura 4.3-B).

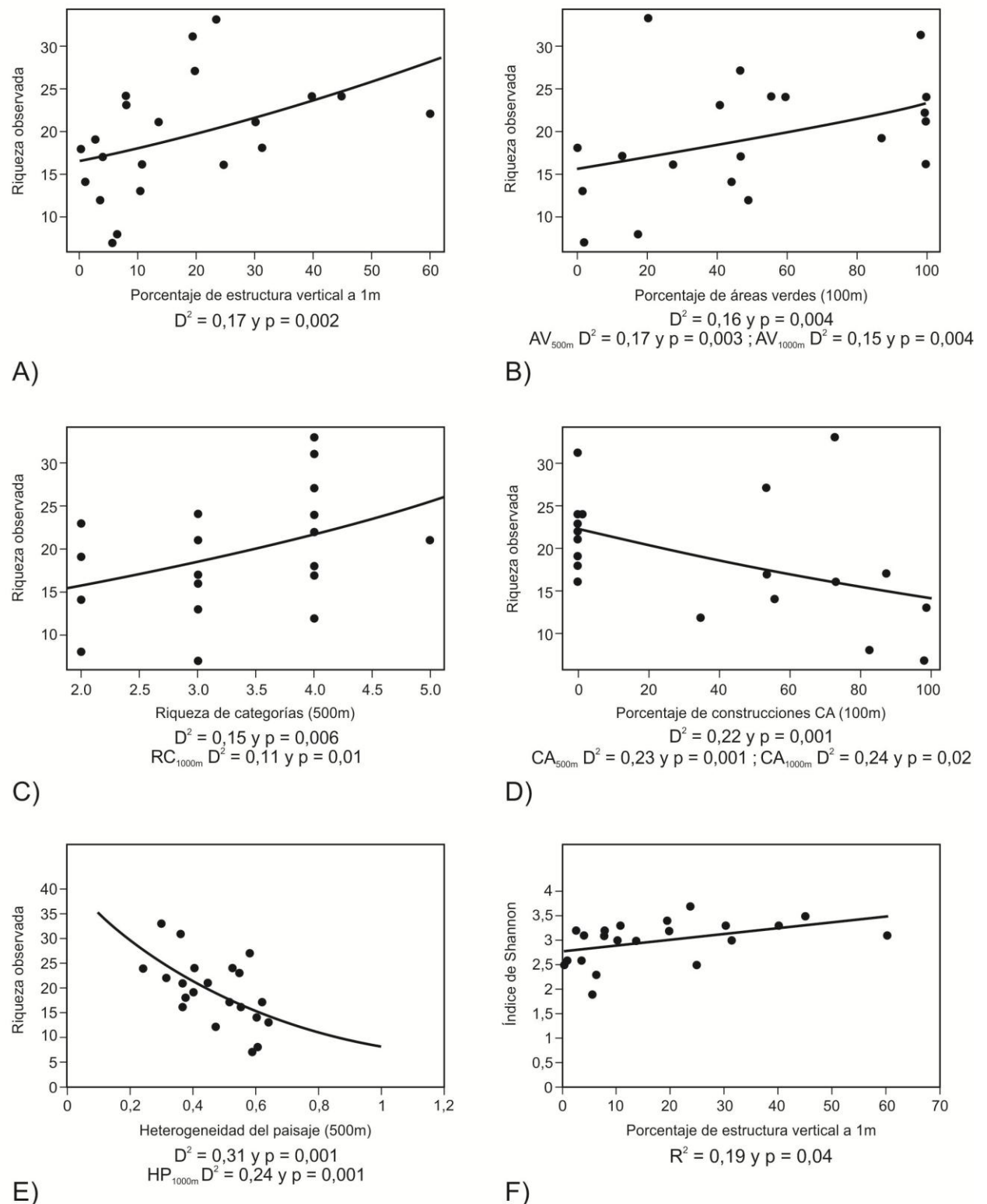


Figura 4.2 Regresiones simples significativas entre la Araneofauna total colectada y variables locales (A, F) y de paisaje (B, C, D y E) de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2 y R^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada se presentan los resultados para las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se detallan las escalas de análisis

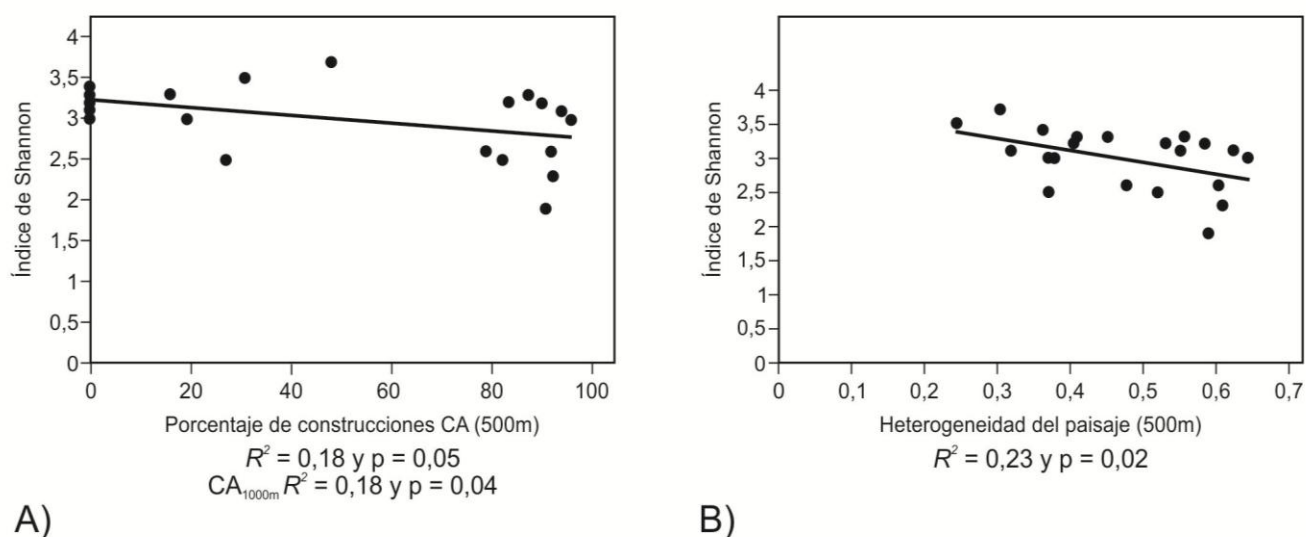


Figura 4.3 Regresiones simples significativas entre la Araneofauna total colectada y variables del paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (R^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada se presenta el valor para las otras escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

El índice de Simpson se correlacionó negativamente con la estructura vertical a 1 m ($Rho = -0,57$ y $p = 0,007$). Las características del paisaje que se relacionaron positivamente con el índice de Simpson fueron el porcentaje de superficie construida CA ($Rho = 0,5$ y $p = 0,02$) y la heterogeneidad del paisaje ($Rho = 0,5$ y $p = 0,02$) a 500 m de radio. Como el índice de Simpson se relacionó con las mismas variables (pero con efecto contrario) que el índice de Shannon, sólo consideraremos el primero en la discusión de los resultados.

4.3.4.2 Familias Linyphiidae y Thomisidae

La abundancia y la riqueza de las familias Linyphiidae y Thomisidae no estuvieron relacionadas significativamente con ninguna de las variables medidas en el ambiente.

4.3.4.3 Familia Theridiidae

A escala local la abundancia de la familia se relacionó de manera positiva con el porcentaje de estructura vertical y cobertura por hojarasca (Figura 4.4-A, B). A escala de paisaje la abundancia se relacionó negativamente con el porcentaje de superficie construida CA a 1000 m (Figura 4.4-C). Por su parte la riqueza observada se relacionó positivamente con el porcentaje de estructura vertical (Figura 4.4-D), cobertura por canopia y cobertura por hojarasca (Figura 4.5-A, B). El porcentaje de superficie construida CA se relacionó negativamente con la riqueza (Figura 4.5-C) en todas las áreas buffer consideradas. La heterogeneidad en áreas de 500 m de radio se relacionó de manera moderada y negativa con la riqueza observada (Figura 4.5-D).

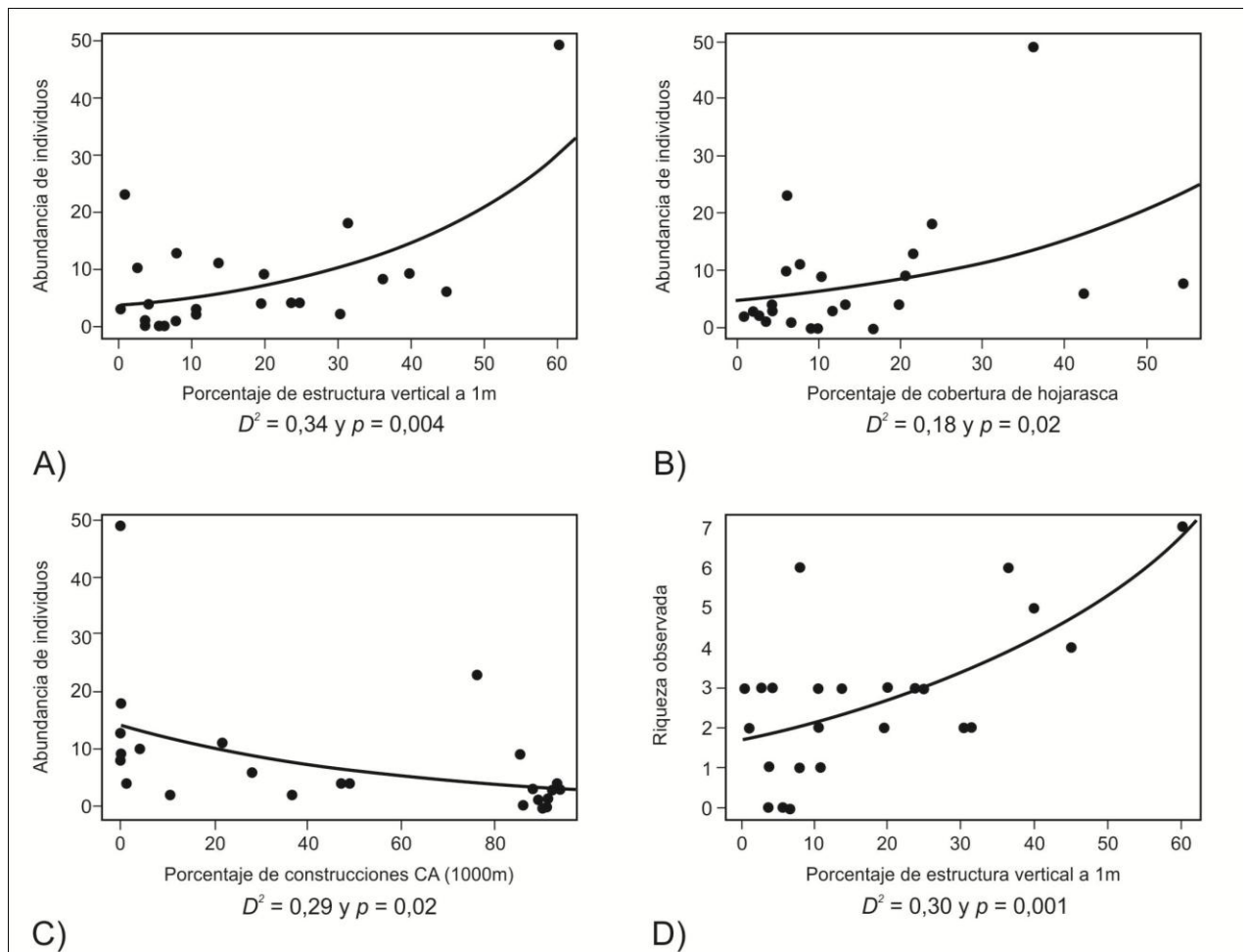


Figura 4.4 Regresiones simples significativas entre abundancia y riqueza de la familia Theridiidae y variable locales y de paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2) y el valor p de la pendiente del gráfico. Entre paréntesis se indica la escala de análisis.

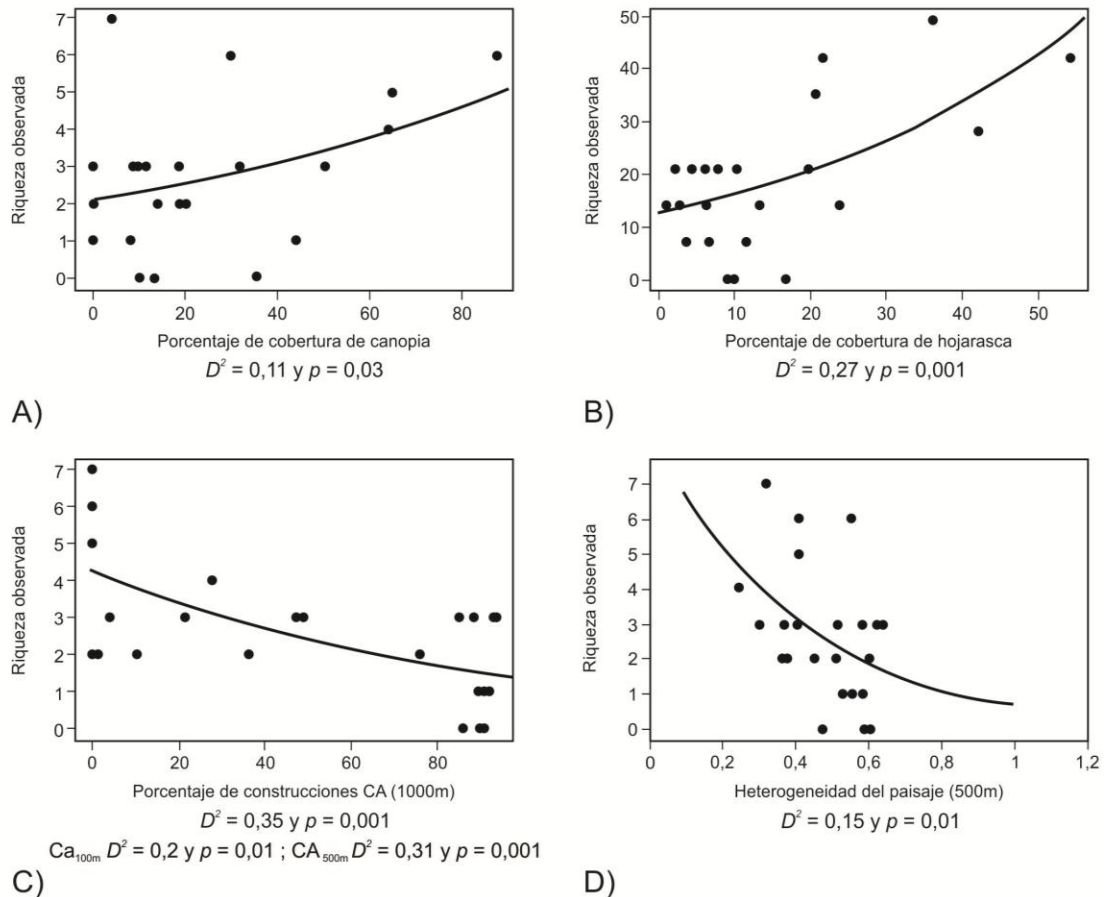


Figura 4.5 Regresiones simples significativas entre la riqueza observada de la familia Theridiidae y variables locales y de paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada se presentan los resultados de las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

4.3.4.4 Familia Salticidae

La abundancia de individuos de Salticidae estuvo positivamente relacionada con la estructura vertical y con el porcentaje de cobertura de hojarasca (Figura 4.6-A, B), mientras que se relacionó leve pero negativamente con el porcentaje de cobertura de superficie impermeable (Figura 4.6-C). A escala de paisaje, en áreas de 100 m la abundancia de los Saltícidos se relacionó negativamente con el porcentaje de construcciones CA (Figura 4.6-D), mientras que a 500 y 1000 m de radio se relacionó con la riqueza de categorías (positivamente) y con la heterogeneidad del paisaje (negativamente) (Figura 4.7-A, B). La heterogeneidad del paisaje a 500 m de radio, con un valor de $D^2 = 0,42$ fue una de las variables que mejor explicó la abundancia de estas arañas.

La riqueza observada a escala local estuvo positivamente relacionada con la estructura vertical (Figura 4.8-A). A escala de paisaje, a 500 y 1000 m el aumento en la heterogeneidad del paisaje tuvo un efecto negativo sobre la riqueza, siendo más fuerte en áreas buffer de 500 m con un $D^2 = 0,37$ (Figura 4.8-B). De manera marginal la riqueza de los Saltícidos aumentó con la riqueza de categorías en áreas de 1000 m (Figura 4.8-C).

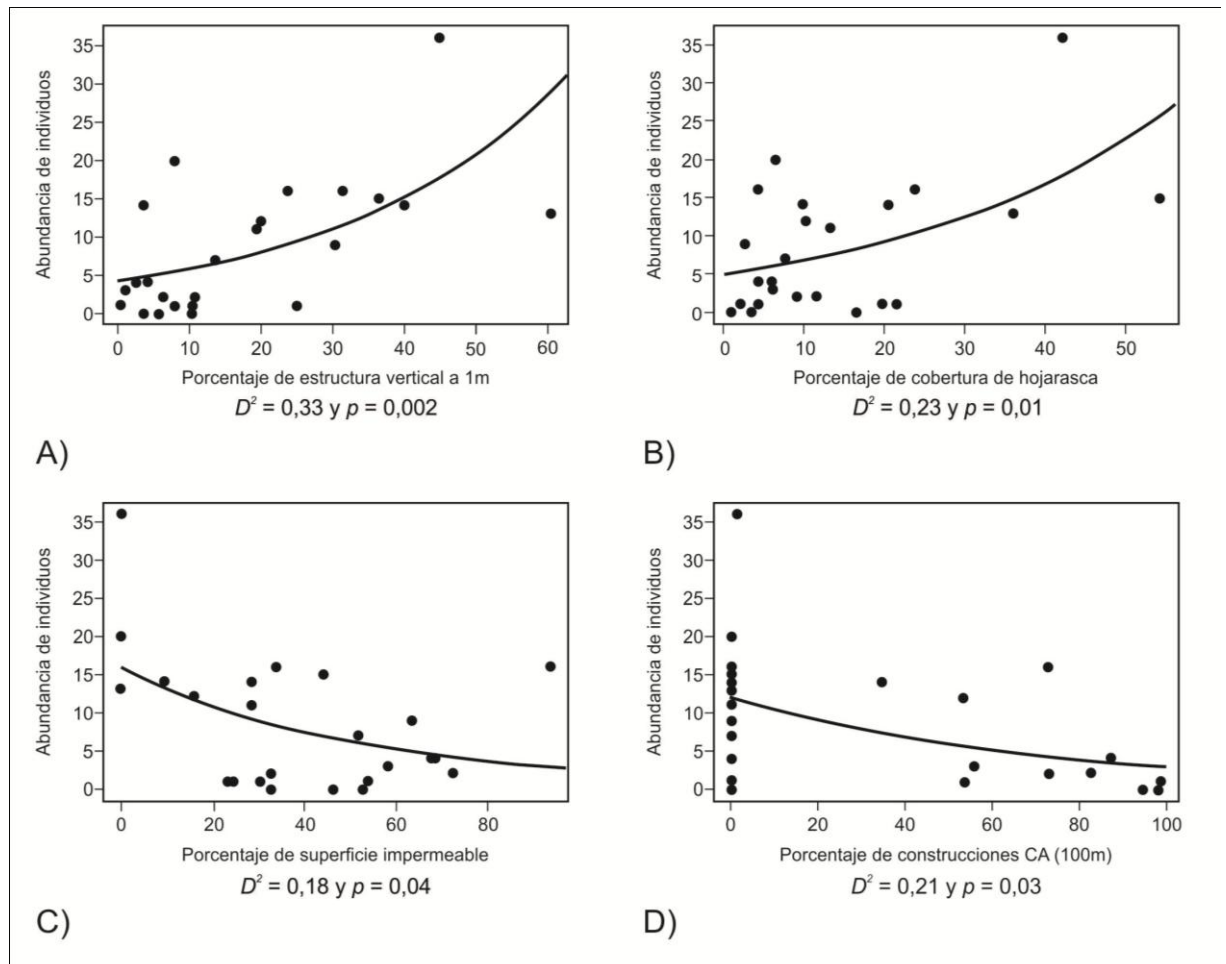


Figura 4.6 Regresiones simples significativas entre la abundancia de la familia Salticidae y variables locales y de paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2) y el valor p de la pendiente del gráfico. Entre paréntesis se indica la escala de análisis.

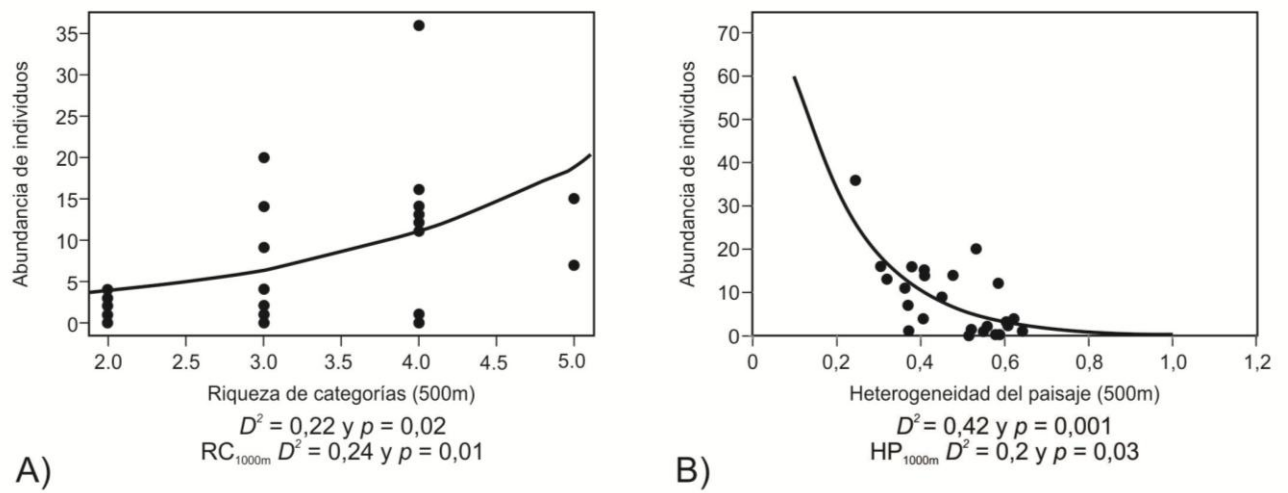


Figura 4.7 Regresiones simples significativas entre la abundancia de individuos de la familia Salticidae y variables del paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada se presentan los resultados de las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

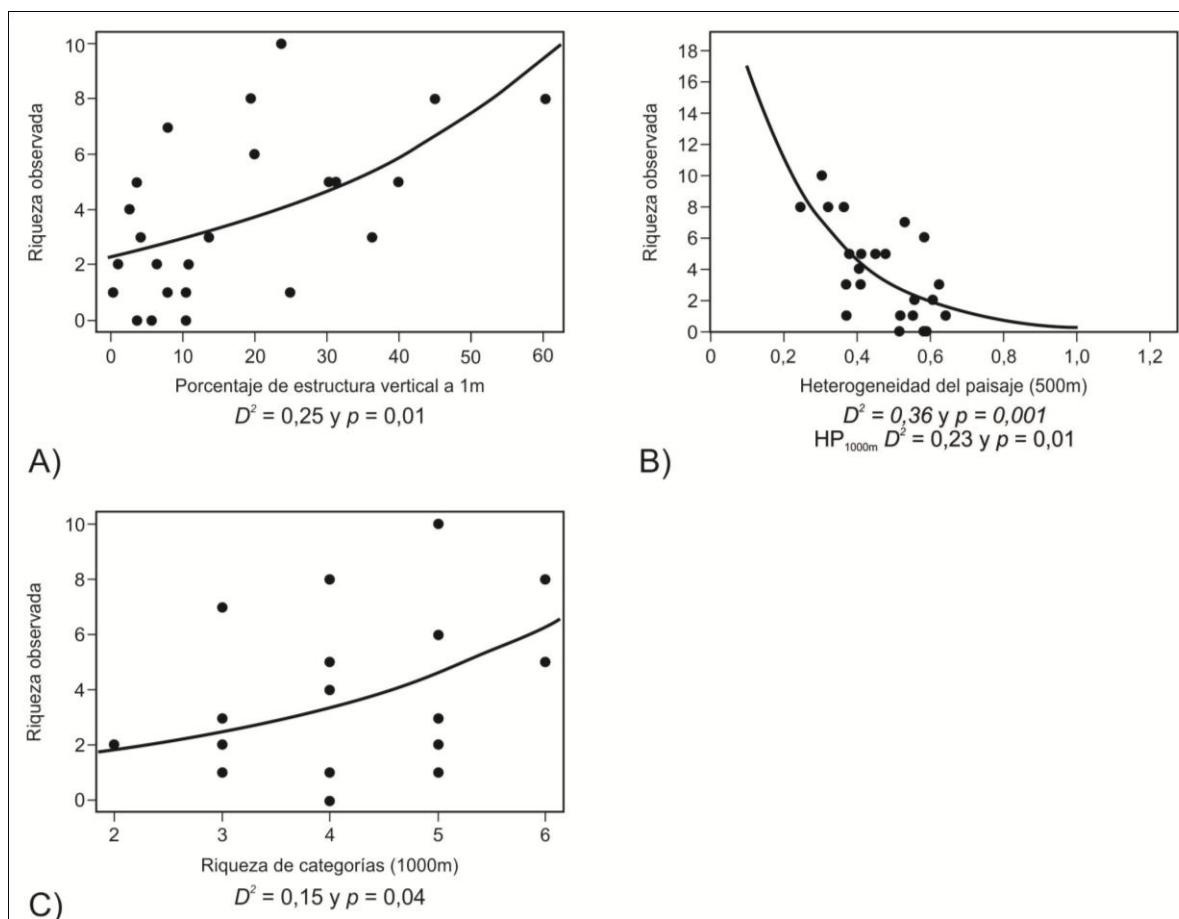


Figura 4.8 Regresiones simples significativas entre la riqueza observada de la familia Salticidae y variables locales y de paisaje de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2), el valor p de la pendiente del gráfico.

De forma abreviada se presentan los resultados de las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

4.3.4.5 Gremios

Para las arañas **Cazadoras de emboscada** (gremio conformado por las familias Thomisidae, Philodromidae y Mimetidae) sólo resultó significativa la relación de la abundancia a escala local con el porcentaje de cobertura de herbáceas (Figura 4.9-A). Para el gremio **Tejedoras de telas espaciales** (conformado por las familias Theridiidae, Nesticiidae, Pholcidae, Dictynidae y Mysmenidae), la abundancia de individuos (Figura 4.9-B) y riqueza de especies del gremio (Figura 4.10-A) estuvieron positivamente relacionadas con la estructura vertical, y con la cobertura de hojarasca (ejemplo, abundancia: $p = 0,03$; $D^2 = 0,16$). A escala de paisaje el porcentaje de construcciones CA se relacionó negativamente con la abundancia (Figura 4.9-C) y riqueza (Figura 4.10-B) del gremio en todos los radios considerados, ocurre igual con la heterogeneidad del paisaje en radios de 500 y 1000 m (Figura 4.9-D; Figura 4.10-D). Para la riqueza observada de especies del gremio la categoría áreas verdes tuvo un efecto positivo (Figura 4.10-C). Entonces para el gremio Tejedoras de telas espaciales hubo una fuerte relación con la estructura de la vegetación a escala local y a escala de paisaje, el porcentaje de construcciones CA y la heterogeneidad fueron las variables que mejor explicaron la abundancia y riqueza de especies del gremio.

Los modelos con variables combinadas no mejoraron el ajuste a los datos logrados con los modelos simples.

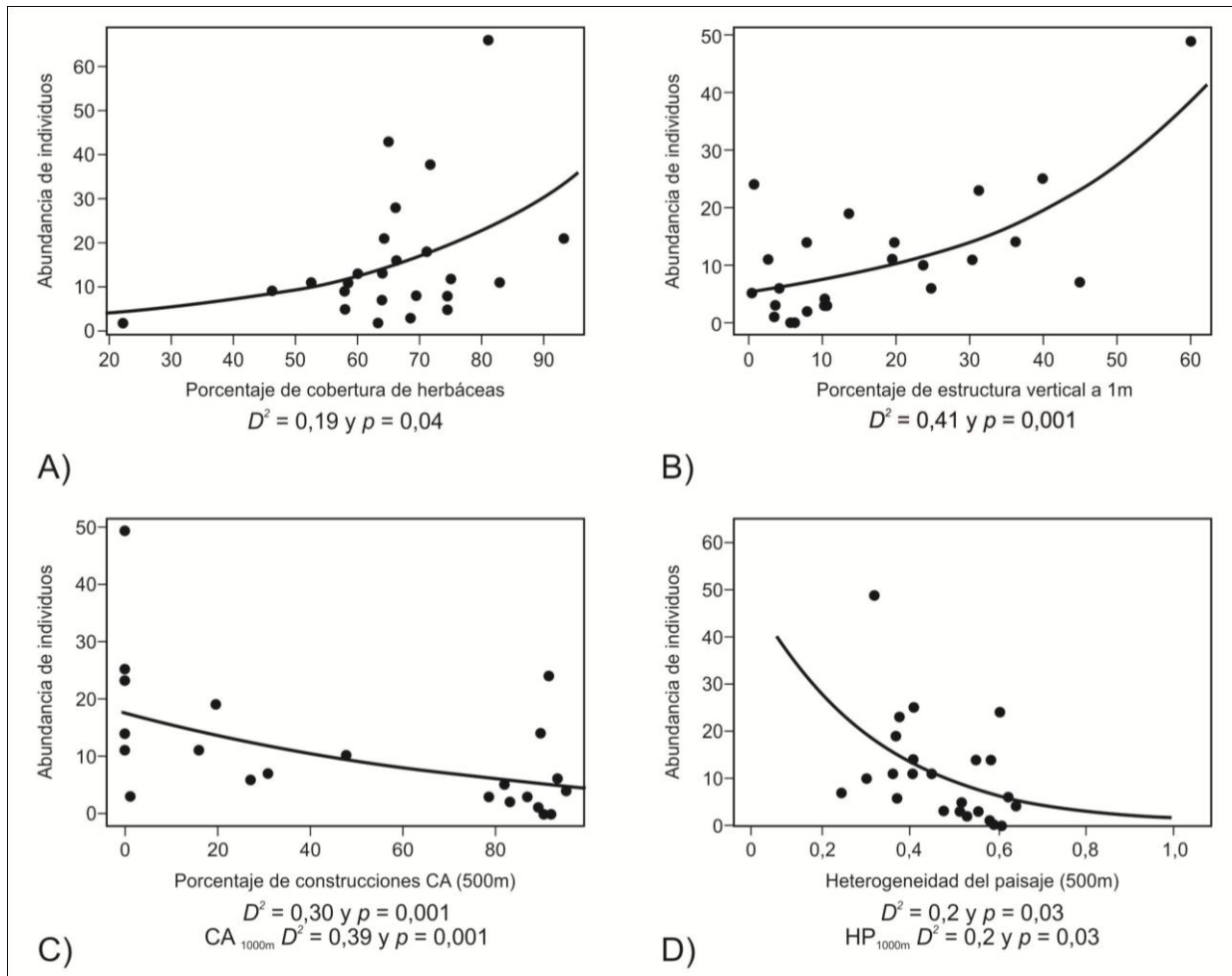


Figura 4.9 A-Regresiones simples significativas entre la abundancia de individuos de arañas del gremio Cazadoras de emboscada y cobertura de herbáceas de la ciudad de Córdoba (Argentina). B, C, D- Regresiones simples significativas entre la abundancia de individuos del gremio Tejedoras de telas espaciales y variables locales y de paisaje. Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada se presentan los resultados de las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

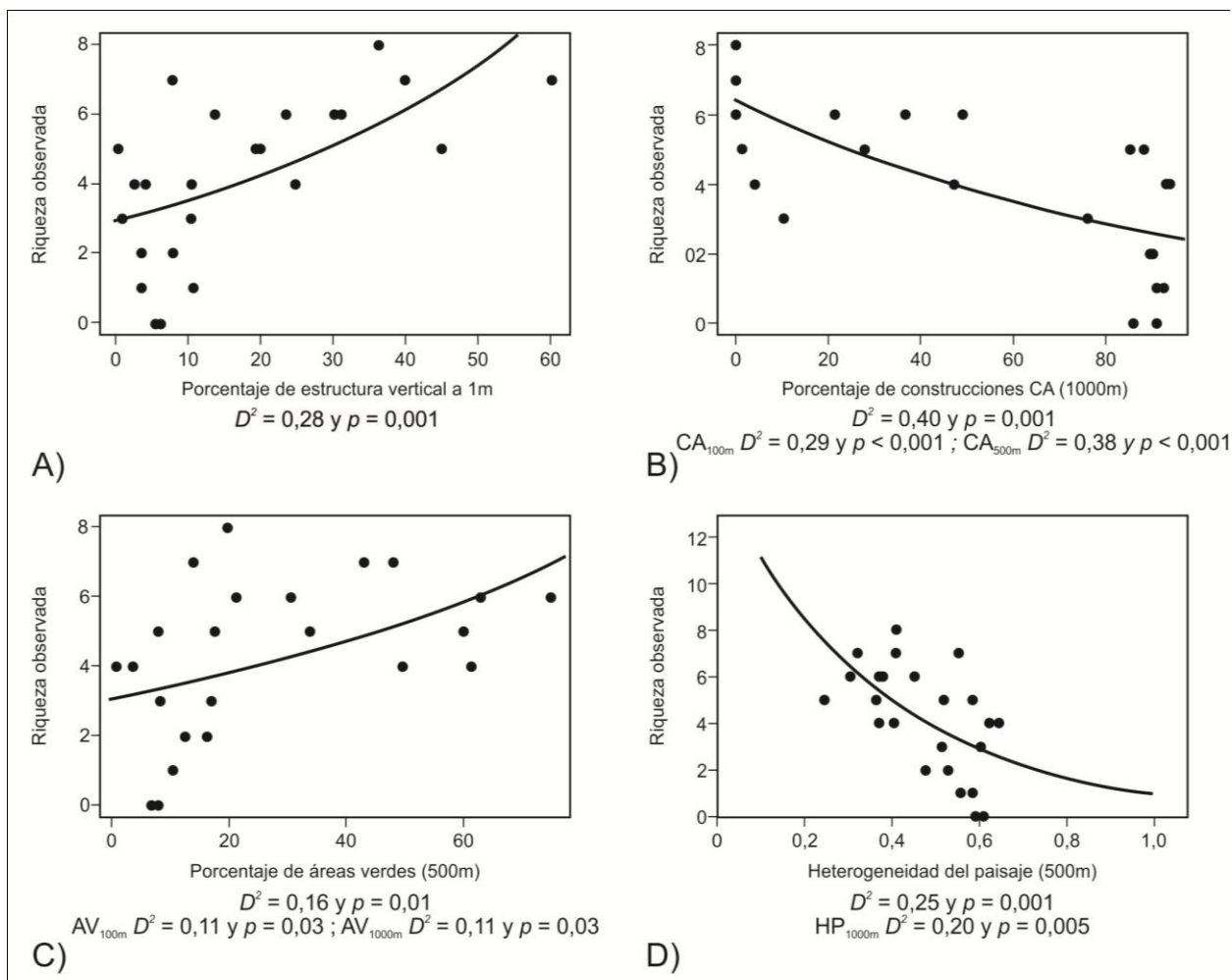


Figura 4.10 Regresiones simples significativas entre la riqueza observada del gremio de arañas Tejedoras de telas espaciales y variables locales y espaciales de la ciudad de Córdoba (Argentina). Al pie de cada figura se detalla el valor del ajuste de los residuos (D^2), el valor p de la pendiente del gráfico. De forma abreviada se presentan los resultados de las demás escalas de análisis cuyo $p < 0,05$. Entre paréntesis y subíndices se indica la escala de análisis.

4.5 Discusión

4.5.1 Arañas y vegetación a escala local

De las seis variables medidas a escala local, la estructura de la vegetación (estrato vertical a 1 m) fue la que más efecto tuvo sobre las comunidades de arañas. Es decir, la riqueza total de arañas colectada se relacionó positivamente con un aumento en la estructura vertical, al igual que la diversidad del sistema (índice de Shannon), mientras que la abundancia total no se relacionó con ningún factor local. La relación positiva de la

riqueza de arañas con la estructura de la vegetación se observó también en otros estudios, Platen et al. (2013) en Alemania, en agro-ecosistemas concluyeron que el factor que aumenta la riqueza de especies de arañas en remanentes de cultivos es la altura de la vegetación. En praderas al oeste de Alemania se evidenció que una mayor complejidad de la estructura vertical de la vegetación albergaba una mayor densidad de arañas (Scheidler 1990). Para las arañas, la vegetación es un excelente sustrato donde adosar las telas, y cuanto más compleja sea su arquitectura, habrá más opciones de sitios para utilizar y albergar distintos tipos de telas. Además, un sustrato complejo favorece a diversas presas y ofrece a su vez refugio para las arañas (Rypstra et al. 1999). La primera predicción en la cual esperábamos que los sitios con mayor cobertura o estructura vertical de la vegetación posean mayor abundancia y riqueza de arañas fue corroborada parcialmente (solo riqueza) por la araneofauna total colectada. De manera particular cada familia tuvo respuestas particulares que discutiremos a continuación.

Las familias más abundantes Thomisidae y Linyphiidae no estuvieron relacionadas con las características locales medidas. Estas familias también han resultado muy abundantes en otros estudios de diversidad urbana (Shochat et al. 2004; Gardiner et al. 2014; Burkman y Gardiner 2014; Argañaraz y Gleiser 2017) y en agro-ecosistemas (Liljesthröm et al. 2002; Armendano y González 2010, Gibson et al. 1992; entre otros). Esto podría reflejar una tolerancia a las condiciones de los ambientes bajo disturbio antrópico de diferente índole. Dahirel et al. (2017) evaluaron 62 comunidades de arañas orbiculares en Flanders, Bélgica, encontrando una variación intra-específica en el comportamiento (construcción e inversión en la tela) de acuerdo a un gradiente urbano. Esta variación les permite construir telas más grandes cuando hay menor biomasa de presas o aprovechar otras estructuras (artificiales) para construirlas. Podemos, de acuerdo a lo expuesto, suponer que la relación débil entre estas familias de considerable abundancia y la vegetación local sea consecuencia de que, cuando se modifica la cobertura y estructura vegetal, las arañas presentes en el follaje puedan utilizar otros recursos de origen antrópico en el ambiente que no consideramos en este estudio.

Sin embargo, existen antecedentes que avalan la relación de arañas tejedoras de tela en sábana como son Linyphiidae y la vegetación. Por ejemplo, Balfour y Rypstra (1998) observaron en plantaciones de soja, como la adición experimental de hierbas al sustrato aumentaba el número de telas de tejedoras en sábana, ya que favorece los sitios para adosar la tela o propicia mayor cantidad de micro-hábitats. Los linyphiidos construyen finas y

delicadas telas como “sábanas” horizontales, puede ser una o dos paralelas, con hilos de seda que se proyectan hacia arriba y abajo otorgándole soporte, y cazan las presas que transitan por debajo de la tela. En la mayoría de las especies la tela se construye a nivel del suelo (Ubick et al. 2005), por lo cual esperaríamos que mayor sustrato o complejidad del micro-hábitat tengan un efecto positivo sobre la familia, aunque en este trabajo no hemos podido detectarlo. De hecho, Platen et al. (2013) en remanentes de zonas cultivadas, encuentran que la abundancia de individuos de Linyphiidae está favorecida por un aumento en la cobertura por vegetación. Sin embargo, en ambientes como el urbano, la familia Linyphiidae suele ser muy abundante y no parece ser influenciada por la estructura de la vegetación a escala local, por lo cual, dependiendo del sistema, puede cambiar la respuesta. La falta de relación de la familia con la vegetación puede deberse a la adaptación de estos organismos a disturbios y condiciones de vegetación empobrecida (Gibson et al. 1992).

Por otra parte, las familias Theridiidae y Salticidae fueron las mejor relacionadas con las características locales. En el caso de Theridiidae por ejemplo, a diferencia de lo encontrado por Philpott et al. (2014), la riqueza observada se relacionó positivamente con la cobertura de canopia. Esto concuerda con otros estudios en otros ambientes, como en bosques de roble en República Checa (Košulič et al. 2016), donde se observó una relación unimodal de la riqueza de especies de arañas y la cobertura de canopia, encontrándose la mayor riqueza de especies con 55% de la cobertura. En nuestro estudio sólo tres sitios tuvieron una cobertura de canopia superior al 50%, por lo cual hubo una representación sesgada hacia ambientes más abiertos, que resultaría en el patrón de riqueza creciente desde cobertura baja a media planteada por Košulič et al. (2016). La cobertura por canopia ofrece por un lado micro-hábitats en el suelo por el aporte de hojas y cortezas, entre otros recursos. Por otro lado, protege de la insolación a los organismos epigeos, esta puede ser la razón por la cual en estudios en bosques la canopia tenga un efecto significativo.

La respuesta a la cobertura de canopia puede variar de acuerdo a los ambientes de estudio, Thorn et al. (2016) encontró que en bosques de coníferas en el sudeste de Alemania la abundancia de arañas es favorecida por parches de canopia abierta. En otro estudio en el mismo ecosistema pero en el sur de Alemania, Zeische y Roth (2008) compararon las comunidades de arañas en cuatro tipos de parches (bosques de pino, abeto de Douglas, mezcla de pinos y hayas y parches con robles), y encontraron que en la estación de verano, la cobertura de canopia es un factor que define la composición de especies de arañas en cada tipo de parche. Volviendo al ecosistema urbano, Moorhead y

Philpott (2013) comparan tres tipos de espacios verdes urbanos de los cuales el más abierto (con menor cobertura de árboles) fue el que mayor abundancia de arañas tuvo. En nuestro caso Theridiidae está relacionada positivamente con la cobertura por canopia, sin embargo, para el gremio Tejedoras de telas espaciales la cobertura por canopia no fue significativa, lo que sugiere una respuesta específica de la familia.

La abundancia de Salticidae se relacionó negativamente con la falta de cobertura vegetal a la que denominamos superficie impermeable, aunque más estrictamente refiere al suelo desnudo (lo que comúnmente se denomina peladares). Este tipo de cobertura puede considerarse como un “disturbio” y se ha observado que los Saltícidos son sensibles a ciertos tipos de manejo que perturban el hábitat. Por ejemplo Liljesthröm et al. (2002) observaron que los Saltícidos son una de las últimas familias en colonizar los cultivos de soja, y llegan cuando el cultivo ya se encuentra en la mitad de su ciclo fenológico. En un área suburbana de Zimbabwe se demostró una fuerte asociación de especies de Salticidae con pequeños micro-hábitats como arbustos, herbáceas bajas, hojarasca y materia orgánica, entre otras (Cumming y Wesolowska 2004). Esto concuerda con los resultados obtenidos en este estudio, donde los Saltícidos se relacionaron positivamente con las características de la vegetación medidas a escala local, sobre todo con la estructura vertical de la vegetación. Los Saltícidos son cazadores al acecho y a medida que avanzan acechando a su presa adhieren al sustrato un hilo de seda que les permite estar seguros en caso de realizar un salto fallido, por lo cual la vegetación comprende un recurso valioso para el grupo, que también usan de refugio (Foelix 2011).

A nivel de gremio, la abundancia de las Cazadoras de emboscada (que incluye a las familias Thomisidae, Philodromidae y Mimetidae) se relacionó positivamente con la cobertura horizontal por herbáceas. La relación de este gremio con las herbáceas o estratos intermedios se ha observado también en sistemas agrícolas, por ejemplo en cultivos de soja (Liljesthröm et al. 2002), el gremio más abundante fue el asociado a estratos medios y altos de la vegetación, compuesto en ese caso por Thomisidae, Anyphaenidae y Philodromidae. Por su parte, la riqueza y abundancia del gremio Tejedoras de telas espaciales (Theridiidae, Nesticidae, Pholcidae, Dytinidae y Mysmenidae) se relacionaron positivamente con la vegetación medida a escala local, evidentemente debido a su condición de tejedoras, explicando la estructura de la vegetación el 40% de la abundancia de individuos del gremio. Esto ha sido observado en otros estudios donde representantes de Theridiidae y Dictynidae

prefieren como sustrato para las telas vegetación viva, más que material muerto (Gibson et al. 1992).

Algunos estudios sobre fauna de arañas y de otros grupos de artrópodos como isópodos y carábidos capturados con trampas de caída en ambientes urbanizados indicaron que características locales (<10 m) como la cobertura de vegetación, árboles y superficie impermeable explicaron mejor la estructura de las comunidades que las variables obtenidas a escala de paisaje (en áreas de 200 m, 500 m, 1 km y 2 km) (Philpott et al. 2014). Adicionalmente, la comunidad de arañas en espacios verdes de tres ciudades de Suiza respondieron a factores locales como la intensidad del manejo (representado por mantenimiento/ corte de vegetación) a una escala menor a 10 m, pero no a variables a escala de paisaje (Sattler et al. 2010). Nuestros resultados evidenciaron relaciones significativas, aunque moderadas (valores relativamente bajos de R^2 o D^2) entre la abundancia y riqueza de especies y variables tanto locales como de paisaje. Estas diferencias podrían en parte deberse a respuestas diferenciales de las familias que están mejor representados en trampas de caída respecto a las capturas con G-vac.

4.5.2 Arañas y el paisaje urbano

En la ciudad de Córdoba la comunidad de arañas se relacionó positivamente con la cobertura espacial por áreas verdes y negativamente con la superficie construida (impermeable), influyendo a corta distancia en la abundancia total de individuos y en todas las escalas consideradas en la riqueza observada total. Estos resultados apoyan nuestra segunda predicción por la cual esperábamos que los parches que se encuentren rodeados de alta proporción de superficie construida posean menor riqueza y abundancia de arañas, mientras que los parches rodeados de una alta proporción de espacios verdes se vean beneficiados por este, reflejándose en una mayor riqueza y abundancia de la araneofauna. Sin embargo, es poca la variabilidad explicada en cada caso, indicando que la cobertura de áreas verdes o superficie construida que rodean a los parches no son factores limitantes para las arañas. El porcentaje de áreas verdes se correlacionó negativamente con el porcentaje de superficie construida, teniendo consecuentemente efectos opuestos sobre las variables estudiadas. Concretamente, mientras la riqueza total de arañas colectadas aumentó con incrementos en la superficie cubierta por áreas verdes, la relación con la superficie construida fue inversa, y un patrón similar se observó en el gremio Tejedoras de

telas espaciales. En el caso de la fauna total la relación fue más fuerte a menor escala para la abundancia, mientras que para la riqueza se incrementó con la escala. Estos resultados sugieren que el paisaje construido de la ciudad podría estar actuando como una barrera o limitante para la dispersión, mientras las poblaciones que logran establecerse a pequeña escala prosperan sin problemas en el ambiente.

En las Figuras 4.1-B y 4.2-D se observa cómo varían los valores de riqueza y abundancia total colectada en relación al porcentaje de superficie construida. Cuando el porcentaje de superficie construida es bajo (menor a 20%) hay un gran abanico de valores que toman ambas variables respuestas, lo que sugiere la existencia de otros factores que aportan variabilidad. Similares resultados fueron observados en otros estudios, donde la abundancia y riqueza de especies de arañas disminuyó cuando la densidad de superficie construida que rodea parques arbolados urbanos en París, Francia, superó el 50% (Vergnes et al. 2014). Un resultado contrario fue informado por Philpott et al. (2014) que relacionaron positivamente a la abundancia total de arañas en espacios verdes urbanos con el aumento de superficie construida a 200 m de radio, mientras que la riqueza de especies también aumentó con la superficie construida + la disminución de áreas abiertas (en un radio de 200 m), afirmando que las arañas son más abundantes en sitios disturbados.

En un estudio en la ciudad de Zurich, Suiza, la proporción de construcciones y áreas de parques arbolados que rodean espacios verdes urbanos y techos verdes afectaron a las comunidades de artrópodos de acuerdo a su capacidad dispersiva, siendo para los organismos de baja dispersión como arañas y carábidos más relevantes las características locales, mientras que para los más dispersivos como gorgojos y abejas son más relevantes características paisajísticas como la conectividad (Braaker et al. 2014). En nuestro estudio esperábamos que las familias con mayor capacidad de dispersión (como Linyphiidae, Thomisidae, Theridiidae y Salticidae) no encuentren al paisaje urbano como una barrera y por lo tanto su presencia sea menos dependiente del paisaje. Nuestros resultados apoyan parcialmente esta predicción ya que no detectamos efectos del paisaje sobre Linyphiidae y Thomisidae. Sin embargo, en otros estudios en ecosistemas diferentes al urbano, por ejemplo en campos de soja, se observó que la cantidad de parches de bosques que rodean el cultivo se relacionó positivamente con la abundancia de Linyphiidae, y esta respuesta aumentó con incrementos del radio considerado, mayor a 3,5 km del sitio de muestreo (Gardiner et al. 2010). En nuestro estudio consideramos rangos de 100, 500 y 1000 m que quizás no sean distancias significativas para estos organismos de gran capacidad de

dispersión (Jiménez-Valverde et al. 2010; Pearce et al. 2005), aunque en agro-ecosistemas en Suecia, la abundancia de Linyphiidae se correlacionó positivamente con los cultivos perennes del paisaje circundante a una distancia de 500 m (Örbeg et al. 2007). Entonces, las respuestas varían en cuanto al taxa seleccionado o nivel taxonómico y al sistema en el cual esté inmerso. De hecho, Salticidae y Theridiidae sí tuvieron una respuesta negativa a ambientes con mayor densidad de construcciones. Si bien son familias consideradas de buena dispersión (evaluadas en agro-ecosistemas: Blandenier y Fürst 1998; Blandenier et al. 2013; Entling et al. 2011; Simonneau et al. 2016) en el ambiente urbano no responderían de la misma manera, viéndose afectadas por el paisaje circundante.

El impacto de la urbanización en un paisaje determinado depende parcialmente de las características del tipo de paisaje que se modifica (Savard et al. 2000). La mayoría de los estudios sobre heterogeneidad ambiental de paisajes antropizados y arañas se refieren a agro-ecosistemas, donde un paisaje muy heterogéneo tiene un efecto positivo sobre las comunidades de artrópodos (Clought et al. 2005; Schmidt et al. 2005; Weibull et al. 2003). Sin embargo, en contraposición a nuestra predicción en la cual esperábamos que la diversidad de arañas esté positivamente relacionada con la heterogeneidad del paisaje que rodea al espacio verde, en la ciudad de Córdoba cuando aumentó la heterogeneidad (índice de Shannon) disminuyó la riqueza observada y abundancia de individuos presentes en el parche. Esto podría estar relacionado con que la mayoría de las categorías paisajísticas consideradas corresponden a algún disturbio antrópico, como por ejemplo “áreas recreativas”, “canteras”, “construcciones de baja densidad”, etc. Por lo tanto, los sitios paisajísticamente más heterogéneos (más diversidad de categorías) serían más antropizados, lo cual afecta directamente la riqueza y abundancia de especies de la araneofauna colectada. Por otra parte, la riqueza de Salticidae y de la fauna total se relacionaron positivamente con el número de categorías de cobertura del terreno (riqueza), lo que podría explicarse por una dominancia de espacios verdes (como por ejemplo áreas verdes, construcciones de baja densidad, remanentes de bosques).

CAPÍTULO 5

5.1 Introducción

En su revisión bibliográfica sobre la respuesta de invertebrados a niveles crecientes de urbanización, al que consideró como un disturbio, Mckinney (2008) encontró que en un gradiente de intensidad baja a media la respuesta de la riqueza de especies era negativa en un 63,8% de los casos, positiva en un 29,8% y neutra en el restante 6,4%. Cuando aumentó la intensidad del disturbio en el gradiente, las respuestas de la riqueza de especies de invertebrados fueron en un 79,3% de los casos negativas, 2,6% positivas y 21% neutras. Estudios similares en gradientes de disturbio antrópico comparando comunidades de arañas no siempre encontraron efectos en la riqueza, lo que para autores como Alariukka et al. (2002) y Magura et al. (2010), es consecuencia de la respuesta diferencial que tienen los distintos grupos, en los cuales las tolerancias entre especialistas y generalistas se complementan de manera tal que no se aprecia el efecto en sí de la urbanización (disturbio) sobre la riqueza de especies.

Otros estudios evidenciaron que en condiciones intermedias de densidad o porcentaje de superficie construida, es mayor la abundancia y riqueza de especies de arañas de suelo, de especies generalistas y de especialistas de bosque, mientras que las de ambientes abiertos aumentaron su abundancia a mayor urbanización. La respuesta intermedia en este caso, se atribuyó a una gran heterogeneidad en el paisaje que permite que ciertas especies especialistas coexistan con otras generalistas (Vergnes et al. 2014). En Brittany, Varet et al. (2011) observaron que la composición de especies de arañas presentes en setos ubicados en los bordes del ambiente urbano fue intermedia entre las ubicadas en el ambiente urbano neto y el rural, atribuyendo estos resultados a la elección de hábitat por parte de las especies. La falta de diferencias en la abundancia de individuos se debería a que las especies más dominantes se encontraron en todos los ambientes.

En las arañas la capacidad de dispersión es un factor que les permite moverse a través de la matriz urbana y en algunos estudios en gradiente urbano se ha observado un reemplazo de especies especialistas a generalistas dependiendo de las condiciones del paisaje (Magura et al. 2010). La posibilidad de dispersarse mediante ballooning les permite a los individuos atravesar hábitats desfavorables, mantener las poblaciones y el flujo génico (Hogg y Daane 2010). Es un comportamiento común en individuos juveniles,

aunque puede haber variaciones entre familias. Por ejemplo, en Brittany, Francia, en un paisaje compuesto por cultivos, banquinas, remanentes de bosques y zonas urbanas, capturas de arañas a 12 m de altura mostraron que en el caso de Linyphiidae y Dytinidae son más los adultos atrapados realizando ballooning que los juveniles, mientras que familias como Salticidae, Theridiidae y Philodromidae son más comunes los individuos juveniles realizando ballooning que los adultos (Simonneau et al. 2016). En general, los individuos inmaduros se dispersan en mayor medida (más picos anuales) que los adultos. La tendencia de los individuos juveniles a dispersarse en ambientes bajo disturbio/disturbados es una forma de mantener las poblaciones viables y es una de las principales razones por la cual suele colectarse mayor cantidad de juveniles en ambientes disturbados (como por ejemplo agroecosistemas) que de individuos adultos (Blandenier et al. 2013). Lógicamente el arribo a nuevos hábitats corresponde nuevos desafíos para lograr el establecimiento y madurez reproductiva para continuar el ciclo de vida.

5.1.1 Hipótesis

Hipótesis 4: Los espacios verdes ubicados en el centro urbano están bajo condiciones ambientales de mayor disturbio antrópico que los ambientes suburbanos ubicados en la periferia de la ciudad, lo cual influye en la fauna de arañas capaz de prosperar en uno u otro ambiente. De esta manera esperamos encontrar menor riqueza y abundancia de especies de arañas en los espacios verdes ubicados en el ambiente urbano respecto a los ubicados en ambiente suburbano de la ciudad.

Hipótesis 5: Las especies pueden diferir en su sensibilidad a las condiciones ambientales, siendo algunas más tolerantes a los disturbios. Por lo tanto, esperamos encontrar diferencias en la composición de especies en los espacios verdes urbanos respecto a los suburbanos.

Hipótesis 6: Los individuos juveniles son muy abundantes en ambientes disturbados debido a su buena dispersión, aunque el establecimiento en este nuevo ambiente puede ser limitado. En consecuencia, esperamos encontrar mayor proporción de individuos juveniles que de individuos adultos en espacios verdes del ambiente urbano con respecto al suburbano.

5.1.2 Objetivos específicos

Evaluar si la composición, riqueza y abundancia de especies de Araneae en general, y de especies dentro de los gremios de Araneae, se relacionan con la ubicación del espacio verde en ambiente urbano o suburbano.

Evaluar si la abundancia de juveniles y su relación con el número de adultos difieren entre ambiente urbano o suburbano.

5.2 Metodología para el análisis de datos

5.2.1 Representación de la fauna y diversidad por ambiente

Para comparar la riqueza global de especies en cada ambiente, para cada conjunto de datos (fauna total colectada y familias mejor representadas) se construyeron curvas de rarefacción, utilizando por un lado el número de individuos colectados y por otro sub-muestras (incidencia de especies por sub-muestra). Para todos los casos se extrapoló la curva hasta el doble de la menor cantidad ya sea de muestras o de individuos, para evaluar si un incremento del esfuerzo de muestreo resultaría en una mejor estimación de la riqueza (aproximándose mejor a una meseta). Las curvas y sus respectivos intervalos de confianza del 95% se estimaron con el software iNEXT (Chao et al. 2016). Seguimos el criterio conservador de no superposición del intervalo de confianza del 95% para considerar que hay diferencias en la riqueza (Gotelli y Colwell 2010).

Para comparar la diversidad entre ambientes, se calcularon: C , CV e índices de diversidad por sitio de cada ambiente con el software SpadeR (Chao et al. 2015) como se detalló en el Capítulo 3. Los estimadores de riqueza esperada considerados fueron Chao2-bc, ICE y Jackknife2 y se calcularon el índice de Shannon, exponencial de Shannon, índice de Simpson y exponencial de Simpson. Estas medidas fueron obtenidas para 21 de los 24 sitios totales (excluyendo los sitios S4, S24 y U30), constituyendo 9 réplicas del ambiente suburbano y 11 réplicas del ambiente urbano. Para determinar si hubo diferencias significativas entre los valores medios de los índices estimados entre ambos ambientes se utilizó un ANOVA de una vía usando el software R (R Core Team 2008).

Para determinar si hubo diferencias significativas entre los valores medios de riqueza observada y abundancia de individuos por muestra (cada muestra es el total

acumulado de las 4 temporadas de muestreo) se utilizó una aproximación con modelos generalizados. La distribución de los errores de la abundancia de individuos adultos y la riqueza observada no cumplió con los supuestos de una distribución normal; una alternativa para poder aplicar herramientas de análisis lineal es la transformación de los datos, por ejemplo a $\ln(x+1)$ para normalizarlos. O'Hara y Kotze (2010) plantean no transformar los datos, sino utilizar modelos lineales generalizados que permiten un mejor ajuste del modelo a los datos, respetando su naturaleza. En el caso de la riqueza observada y la abundancia, constituyen datos de conteo y responden a una distribución de *Poisson* (Crawley 2015). En nuestro diseño, consideramos un factor aleatorio de acuerdo al siguiente modelo:

$$\eta = X\beta + Z\gamma$$

Donde:

η = Función de la variable respuesta

X = matriz de variable del efecto fijo

B = coeficiente fijo

Z = matriz de efectos aleatorios

γ = coeficiente aleatorio

Utilizando InfoStat (Di Rienzo et al. 2017) construimos un modelo lineal generalizado y mixto en el cual consideramos como factor fijo la ubicación de los parches (urbano y suburbano), como factor aleatorio “sitios” ya que no son todos exactamente iguales en su fisonomía y varían en la ubicación dentro del ambiente urbano y suburbano. A su vez, se anidaron las sub-muestras de cada sitio, dentro de los sitios (sitios > muestras). Se seleccionó la distribución de *Poisson* como función de distribución de la variable respuesta y función de enlace log. Esto se realizó para el total de la muestra (diez muestras * 21 sitios = 210 muestras totales), para las 4 familias más abundantes (diez muestras * 24 sitios = 240 muestras totales), y para los gremios Cazadoras de emboscada y Tejedoras de telas espaciales (diez muestras * 24 sitios = 240 muestras totales).

5.2.2 Diferencias en la composición de especies entre ambientes

Para evaluar si los ambientes urbano y suburbano pueden ser considerados como dos comunidades distintas en base a su composición de especies se usaron diferentes estrategias de análisis:

Medidas de similitud de la comunidad: Los índices de similitud como Sørensen permiten cuantificar la proporción media de especies que comparten dos comunidades, con peso en la riqueza de especies ($q = 0$) ó con peso en las abundancias relativas ($q = 1$). El módulo “Two Community (similarity) Measures” de SpadeR (Chao et al. 2015) computa un valor empírico (observado) y un valor estimado, cuya diferencia radica en el esfuerzo de muestreo (cuanto mayor sea la diferencia entre uno y otro, mayor es la evidencia de que el muestreo fue insuficiente). Este índice toma valores de 0 a 1, siendo 1 dos comunidades iguales y 0 comunidades que no comparten ninguna especie.

Evaluación de la composición: para cada conjunto de datos de arañas se realizó un escalamiento multidimensional no métrico (“non-metric multidimensional scaling”, NMDS), utilizando los datos de abundancia de cada sitio. El NMDS permite a partir de una matriz de datos, obtener una matriz de distancias (similitudes) que luego grafica en un espacio de dos o más dimensiones. Este ordenamiento respeta las similitudes de los datos ingresados, siendo Bray-Curtis la medida de similitud elegida para especies. Esta distancia calcula cuántas especies comparten dos sitios, toma valores entre 0 y 1 (1= comparten todas las especies a 0= no comparten ninguna especie). En nuestro caso, como hay especies con alta dominancia (muy abundantes) y otras más raras (baja abundancia) en los conjuntos de datos, para evitar el sesgo ocasionado por las especies dominantes se transformó la base de datos de abundancia a su raíz cuadrada (Kindt y Coe 2005). Una manera de evaluar si el agrupamiento es o no significativo es mediante un análisis de PERMANOVA (9999 permutaciones), que permite avalar o no el ordenamiento de los puntos en el plano de acuerdo a un $\alpha = 0,05$. Para este análisis se utilizó el software R, paquete “vegan”. En caso de detectarse agrupamientos se realizaron análisis SIMPER para detectar la contribución de cada especie a la disimilitud en software PAST 3 (Hammer et al. 2001).

Se analizaron los siguientes conjuntos de datos: el total de las especies (87 especies y 21 sitios), las familias más abundantes y los gremios. En este último caso y al igual que

en la sección anterior se analizaron los gremios Tejedoras de telas espaciales y Cazadoras de emboscada. Para todos los casos se descartaron los sitios sin individuos adultos.

5.2.3 Abundancia de juveniles por ambiente

Para analizar la proporción de juveniles, se utilizó el mismo criterio que para el análisis de la fauna total, las cuatro familias mejor representadas y los gremios Tejedoras de telas espaciales y Cazadoras de emboscada, esta vez contabilizando además de los adultos los individuos juveniles. Se realizó un ANOVA de una vía en software R y de no cumplirse los supuestos de normalidad (tests de Shapiro-Wilk y Bartlett) se realizó un test no paramétrico de Kruskal-Wallis.

5.3 Resultados

5.3.1 Riqueza y abundancia de arañas en ambiente urbano y suburbano

5.3.1.1 Araneofauna total

La comparación de las curvas de rarefacción mostró que el ambiente suburbano fue claramente más rico en número de especies (las curvas no se solaparon), aunque el ambiente urbano tuvo menor número de individuos (Figura 5.1-A). Las curvas extrapoladas hasta duplicar el número de individuos observados mostraron una tendencia más fuerte a alcanzar una meseta en el ambiente urbano comparado con el ambiente suburbano, sugiriendo una riqueza aún mayor en este último ambiente. Las curvas obtenidas en base a muestras (Figura 5.1-B) reflejaron el mismo patrón, con una separación más evidente desde un tamaño de muestras reducido.

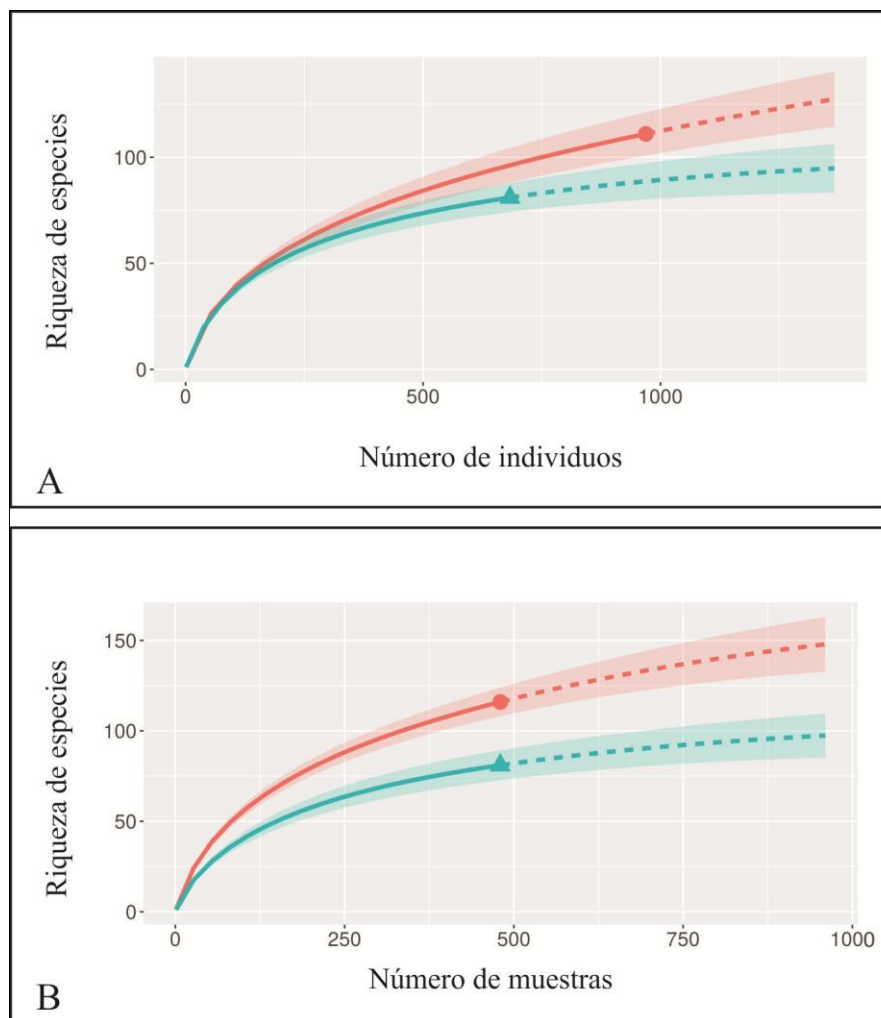


Figura 5.1 Curvas de rarefacción del total de arañas colectado en cada ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina) (urbano: verde; suburbano: rojo), valores empíricos en línea continua, valores proyectados en línea cortada. -A: Curva en base a frecuencia de individuos por ambiente. Tamaños de muestra urbano: 683; suburbano: 969, proyectada hasta 1366 individuos. -B: Curva en base a incidencias por ambiente. Tamaño de muestra en ambos casos 480, proyectados hasta 960 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

Los valores de cobertura tanto en el ambiente urbano como en el suburbano superaron en promedio el 70%, por lo cual se consideró que la representación del inventario de especies presente fue aceptable. Si bien los valores de *CV* del ambiente suburbano fueron en promedio menores que los del ambiente urbano, indicando menor heterogeneidad en la distribución relativa de abundancia de las especies, las diferencias no fueron significativas (Tabla 5.1).

Si bien el número de arañas fue mayor en muestras de ambiente suburbano respecto a urbano, la riqueza media observada por muestra fue similar entre ambos ambientes (Tabla 5.2). La riqueza estimada, por otra parte, fue mayor en el ambiente suburbano, aunque esta diferencia sólo fue detectada por el índice de Jackknife2. Esto puede deberse a una mayor sensibilidad del estimador Jackknife2, ya que para su cálculo considera las especies presentes en una y dos muestras. Los demás índices de diversidad también reflejaron una mayor diversidad en el ambiente suburbano comparado con el urbano.

Tabla 5.1 Medidas de diversidad de la fauna total de arañas colectada para cada ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina).

Índice	Urbano	Suburbano	p valor
C	0,73±0,09	0,72±0,07	0,8
CV	1,05±0,33	0,88±0,17	0,3
Chao2-bc	37±5	45±4	0,23
jackknife2	39±4,4	52±4	0,04
ICE	42±5	57,2±6,5	0,09
H	3±0,1	3,5±0,1	0,03
Exp-H	23,5±3	34±3	0,037
D	0,09±0,01	0,05±0,01	0,018
D/1	13,4±2	22±2,6	0,015

En negrita se resaltan los valores estadísticamente significativos.

Tabla 5.2 Comparación de la abundancia y la riqueza de arañas observada entre ambientes de la ciudad de Córdoba (Argentina) para cada conjunto de datos*.

Taxa	Variable	Urbano	Suburbano	P valor
Total	Abundancia	4,89±0,01	6,01±0,01	<0,0001
	Riqueza ob.	3,27±0,25	3,91±0,3	0,09
Linyphiidae	Abundancia	0,97±0,18	1,3±0,24	0,22
	Riqueza ob.	0,97±0,12	1,07±0,13	0,52
Thomisidae	Abundancia	0,96±0,16	0,38±0,08	<0,0001
	Riqueza ob.	0,85±0,11	0,51±0,07	0,0022
Theridiidae	Abundancia	0,13±0,05	0,29±0,08	0,026
	Riqueza ob.	0,21±0,05	0,37±0,08	0,024
Salticidae	Abundancia	0,29±0,07	0,5±0,1	0,04
	Riqueza ob.	0,35±0,07	0,58±0,1	0,014
Cazadoras de emboscada	Abundancia	1,23±0,19	0,59±0,1	0,0005
	Riqueza ob.	1,02±0,12	0,7±0,1	0,015
Tejedoras de telas espaciales	Abundancia	0,26±0,07	0,58±0,12	0,0052
	Riqueza ob.	0,34±0,07	0,6±0,1	0,0094

*Abundancia y riqueza medias por muestra. En negrita se resaltan los valores estadísticamente significativos.

5.3.1.2 Familia Linyphiidae

Tanto las curvas de rarefacción por individuos (Figura 5.2-A) como por muestras (incidencias) (Figura 5.2-B) sugirieron que el ambiente suburbano tuvo mayor riqueza de especies, pero no de manera estadísticamente significativa. Tampoco se evidenciaron diferencias significativas entre ambientes en la riqueza o abundancia de esta familia a nivel de muestras (Tabla 5.2).

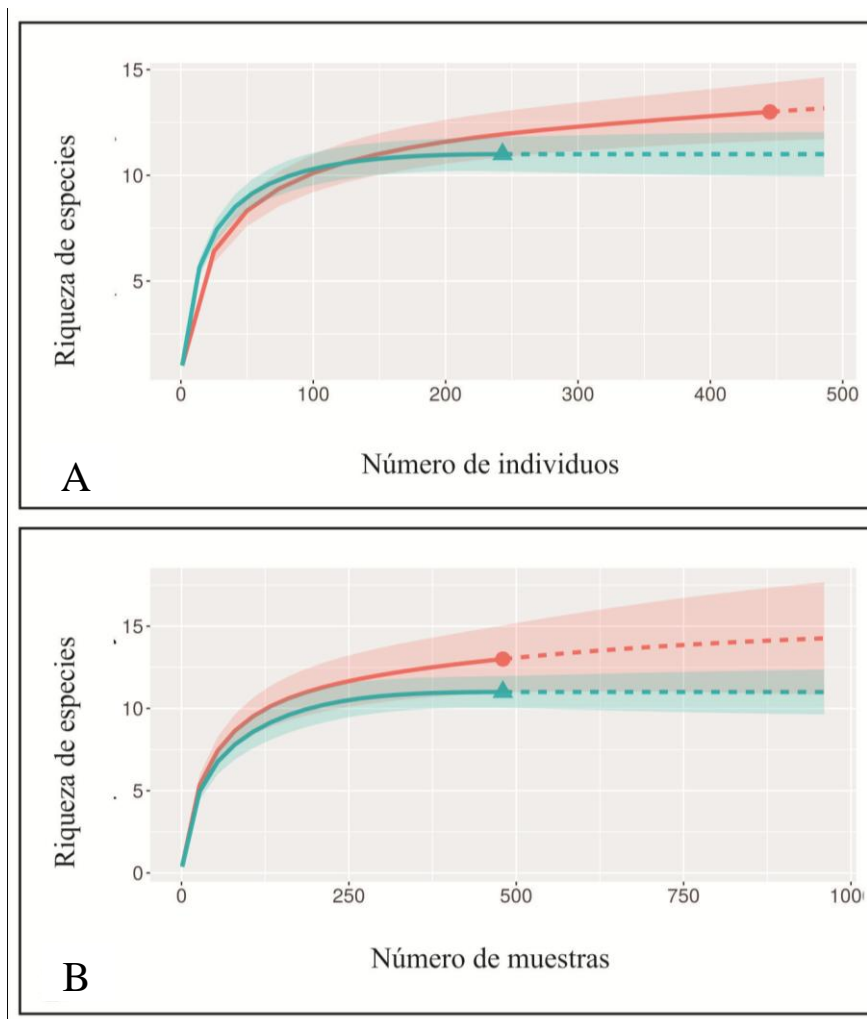


Figura 5.2 Curva de rarefacción de la familia Linyphiidae en cada ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina) (urbano: verde; suburbano: rojo), valores empíricos en línea continua, valores proyectados en línea cortada. -A: Curva en base a frecuencia de individuos por ambiente. Tamaños de muestra urbano: 243; suburbano: 445, proyectados hasta 486 individuos. -B: Curva en base a incidencias por ambiente. Tamaño de muestra en cada caso 480, proyectados hasta 960 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

5.3.1.3 Familia Thomisidae

Por ambiente ambas curvas claramente se solaparon y alcanzaron una meseta con los datos empíricos colectados (Figura 5.3-A, B), evidenciando que Thomisidae se encuentra bien representada en cada ambiente y que no hay diferencias globales en riqueza de especies. Sin embargo, a nivel de muestra tanto la abundancia como la riqueza fueron mayores en el ambiente urbano que en el suburbano (Tabla 5.2).

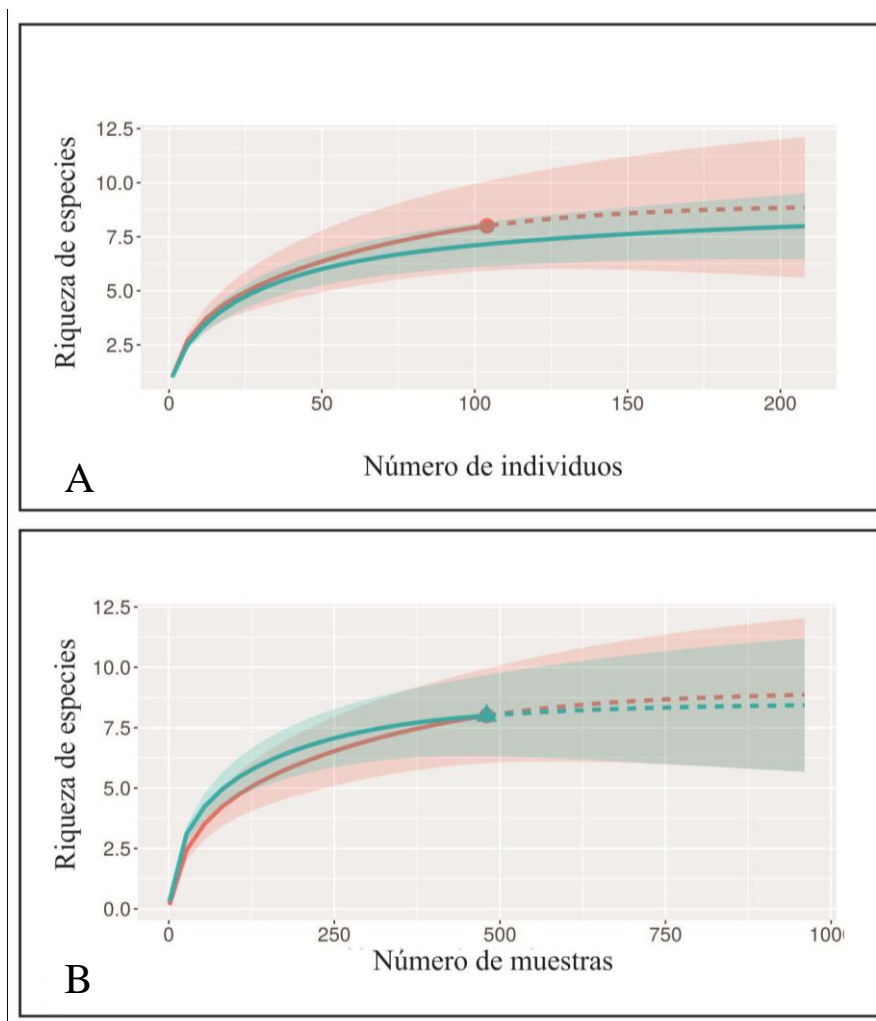


Figura 5.3 Curva de rarefacción de la familia Thomisidae en cada ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina) (urbano: verde; suburbano: rojo), valores empíricos en línea continua, valores proyectados en línea cortada. –A: Curva en base a frecuencia de individuos por ambiente. Tamaños de muestra urbano: 211; suburbano: 104, proyectados hasta 208 individuos. –B: Curva en base a incidencias por ambiente. Tamaño de muestra en ambos casos 480, proyectados hasta 960 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

5.3.1.4 Familia Theridiidae

Los patrones de las curvas obtenidas fueron diferentes según se consideren individuos o muestras (incidencias) para su cálculo. Utilizando los individuos (Figura 5.4-A), si bien hubo menor número en el ambiente urbano, la proyección de la curva tuvo menor pendiente que la del ambiente suburbano, no obstante, no se apreciaron diferencias significativas en riqueza entre ambos ambientes. Por otra parte, en la curva en base a muestras (Figura 5.4-B) se observó una riqueza significativamente mayor en el ambiente suburbano (15 especies) comparado con el urbano (8 especies). La diferencia entre ambas curvas (abundancia y muestras) podría deberse al escaso número de individuos colectados para esta familia y/o a la falta de una distribución aleatoria de los individuos en las muestras. A nivel de muestra también se verificó una diferencia significativa entre lo colectado en cada ambiente, siendo mayor la abundancia de individuos y riqueza de especies en el ambiente suburbano (Tabla 5.2).

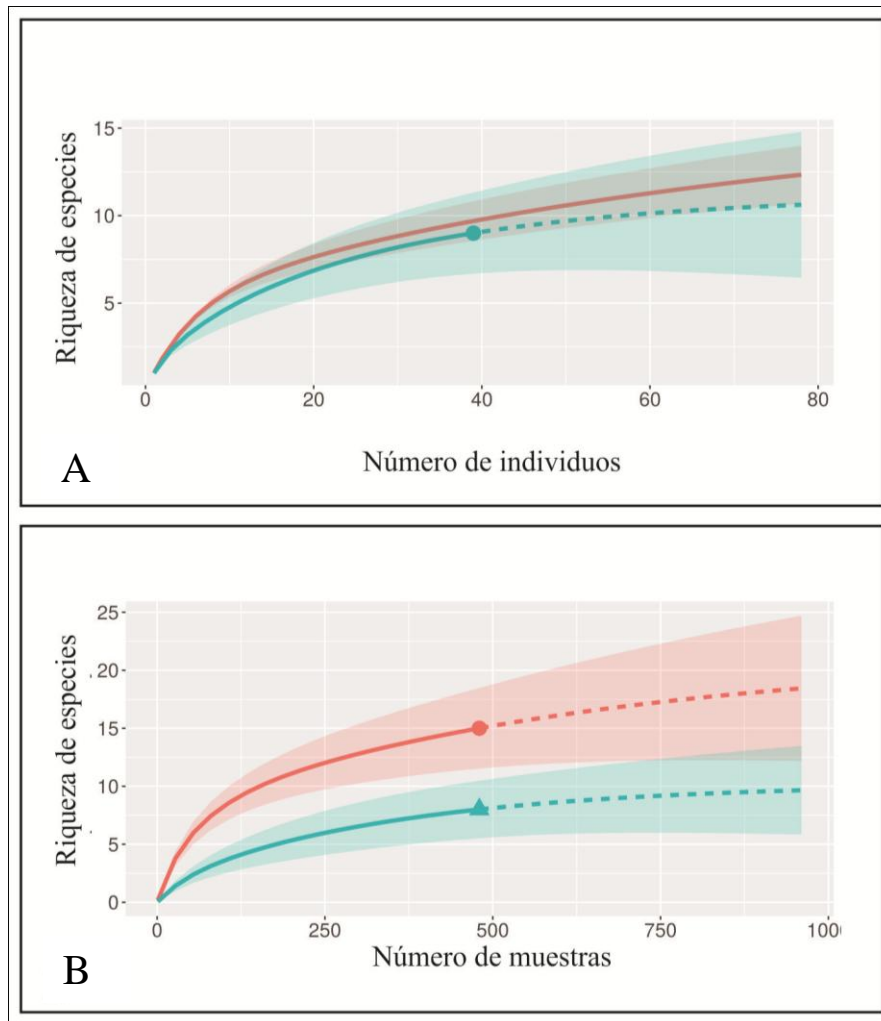


Figura 5.4 Curvas de rarefacción de la familia Theridiidae en cada ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina) (urbano: verde; suburbano: rojo), valores empíricos en línea continua, valores proyectados en línea cortada. –A: Curvas en base a frecuencia de individuos por ambiente. Tamaño de muestra urbano: 39, suburbano: 104 (graficado hasta 78 individuos). – B: Curvas en base a incidencias por ambiente. Tamaño de muestra en ambos casos 480, proyectados hasta 960 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

5.3.1.5 Familia Salticidae

Las curvas muestran diferencias en la riqueza de esta familia entre ambiente urbano y suburbano, que son más claras cuando se consideran las muestras (Figura 5.5-B) en vez de individuos (Figura 5.5-A) para su construcción. Claramente el ambiente urbano es menos rico en especies que el suburbano y se encuentra mejor representado por las especies colectadas, aún con un escaso total de 64 individuos, mientras que en el suburbano se espera encontrar el doble de especies si duplicáramos el esfuerzo de colecta.

También se detectó una mayor abundancia de individuos y riqueza de especies a nivel de muestras colectadas en el ambiente suburbano respecto al urbano (Tabla 5.2).

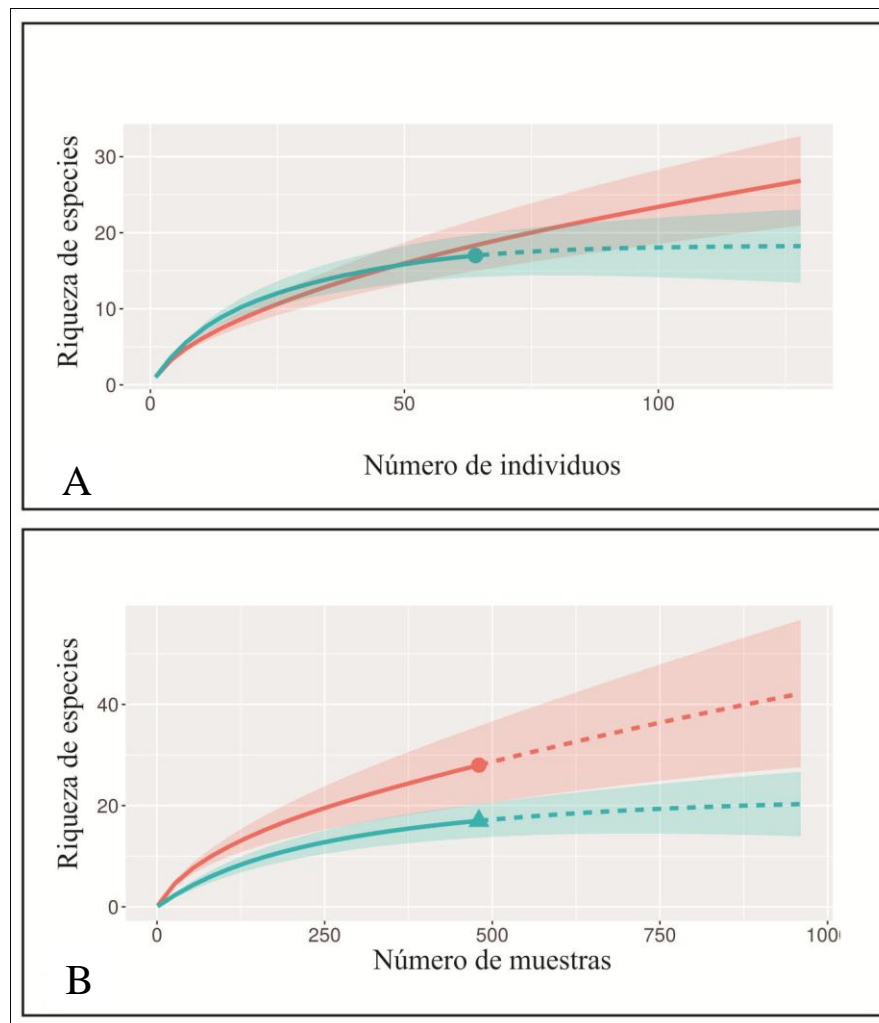


Figura 5.5 Curvas de rarefacción de la familia Salticidae en cada ambiente de la ciudad de Córdoba (Argentina) (urbano: verde; suburbano: rojo), valores empíricos en línea continua, valores proyectados en línea cortada. -A: Curvas en base a frecuencias de individuos por ambiente. Tamaño de muestra urbano: 64, suburbano: 138 (graficado hasta 128). -B: Curvas en base a incidencias por ambiente. Tamaño de muestra en ambos casos 480, proyectados hasta 960 muestras. En sombreado se ilustran los intervalos de confianza del 95%.

5.3.1.6 Gremios: Cazadoras de emboscada y Tejedoras de telas espaciales

En la Tabla 5.2 se observa que el gremio Cazadoras de emboscada (Thomisidae, Philodromidae y Mimetidae) fue más abundante y con mayor riqueza observada en los sitios urbanos que en los suburbanos, mientras que el de las Tejedoras de telas espaciales (Theridiidae, Nesticidae, Pholcidae, Dictynidae y Mysmenidae) respondió de manera inversa, siendo más rico y abundante en los sitios suburbanos. Como ya se observó en

capítulos anteriores, este último gremio es muy afectado por la vegetación por lo cual los sitios suburbanos sugieren oferta de condiciones más propicias.

5.3.2 Similitud y recambio de especies entre ambiente urbano y suburbano

5.3.2.1 Araneofauna total

Considerando la fauna total, el valor de Sørensen ($q = 0$) empírico fue 0,74, mientras que el estimado resultó 0,87, siendo la diferencia entre ambos de 0,13, valor que refleja un esfuerzo de muestreo adecuado. Por otro lado, señala que ambas comunidades difieren en menos del 30% de sus especies. De hecho, del conjunto de 87 especies observadas, comparten 51 especies. Cuando consideramos las abundancias relativas, la similitud se incrementa entre ambas comunidades (difieren en menos del 20%), siendo el valor empírico de Sørensen ($q = 1$) 0,82 y el estimado 0,83, con una diferencia de sólo 0,01. Estos resultados en conjunto sugieren que hay un marcado solapamiento entre las comunidades urbana con suburbana.

Mediante NMDS se obtuvo un gráfico con un valor de stress de 0,18 (Figura 5.6), en el que se observan dos grupos (urbano a la izquierda y suburbano a la derecha) parcialmente solapados, siendo significativa la diferencia en composición de especies entre los grupos (análisis PERMANOVA, $p = 0,0068$).

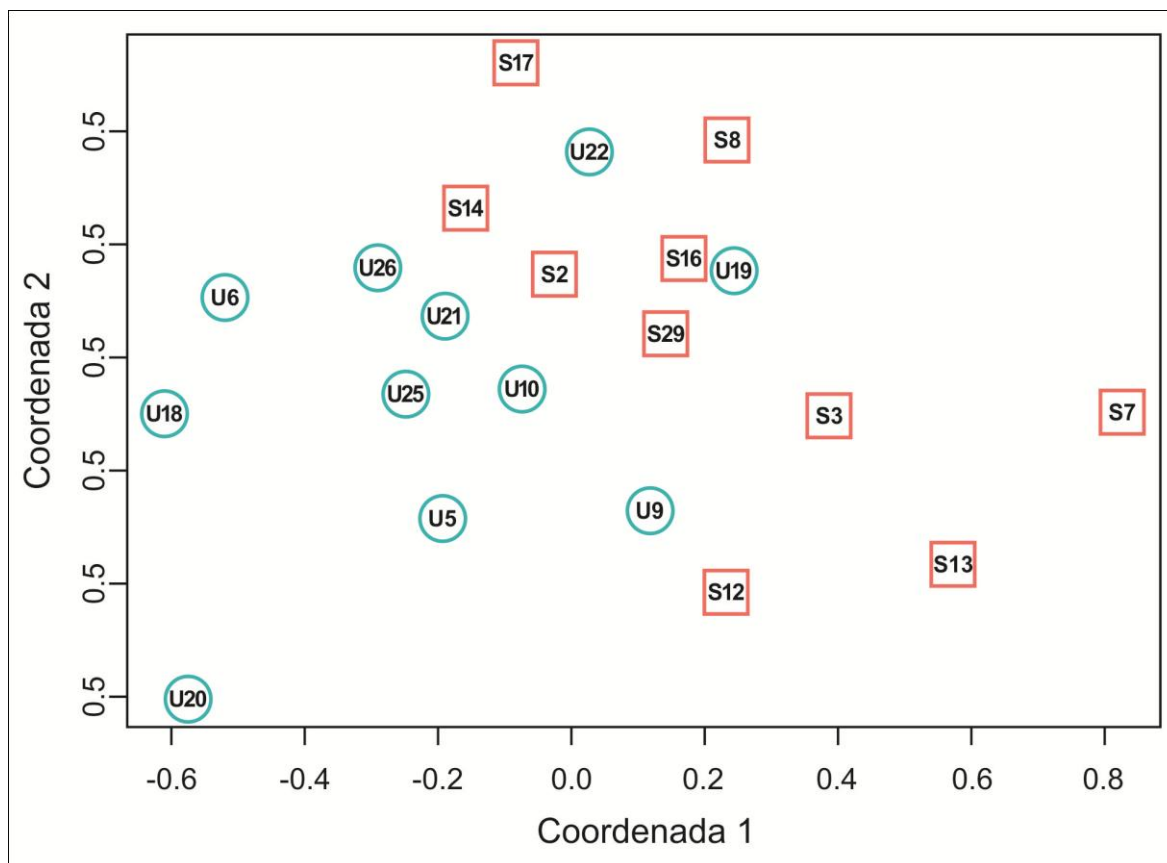


Figura 5.6 Escalamiento multidimensional no métrico de la Araneofauna de la ciudad de Córdoba (Argentina). Urbano = círculos verdes, Suburbano = cuadrados rojos. El número hace referencia al sitio de muestreo.

Según el análisis de SIMPER, las primeras 12 especies explicaron el 60% de la disimilitud entre ambos ambientes (Tabla 5.3). La contribución máxima la realizaron las especies dominantes de las familias Linyphiidae y Thomisidae, *Lepthyphantes* sp1 (18%) y *M. maculissparsus* (10%), mientras que las demás especies aportaron una contribución mínima (<5%). Del conjunto de las 12 especies con mayor aporte, cuatro pertenecieron a la familia Linyphiidae, tres a Theridiidae, dos a Salticidae y una a Philodromidae y a Thomisidae. Observamos que estas especies (salvo *Euryopsis* sp1) estuvieron presentes en ambos ambientes, siendo en cada caso más abundantes en el ambiente suburbano que en el urbano. De las 87 especies utilizadas para el análisis, 30 fueron exclusivas del ambiente suburbano; estos resultados son consistentes con los patrones de las curvas de rarefacción.

Tabla 5.3 Especies del total de arañas que contribuyeron a la disimilitud (análisis SIMPER) entre ambiente urbano y suburbano de la ciudad de Córdoba (Argentina).

Especies	Disimilitud media	% de contribución	% acumulado	Abundancia media	
				Suburbano	Urbano
<i>Lepthyphantes</i> sp1	12,41	18,29	18,29	26,2	10
<i>M. maculissparsus</i>	6,859	10,1	28,39	6,5	13,3
<i>S. cataphracta</i>	3,111	4,584	32,97	3,8	0,636
<i>Pseudotyphistes</i> sp1	2,595	3,823	36,8	3	2,18
<i>Agyneta</i> sp1	2,498	3,68	40,48	3,7	1,73
<i>P. mneon</i>	2,31	3,403	43,88	2,7	1,64
<i>Chrysso</i> sp1	2,303	3,392	47,27	3,2	0,636
<i>Erigone</i> sp1	2,222	3,274	50,55	3,4	3,45
<i>Euryopis</i> sp1	1,806	2,66	53,21	2,5	0
cf. <i>Intihuatana</i> sp2	1,792	2,64	55,85	2,2	1,18
<i>A. uncifera</i>	1,536	2,263	58,11	1,6	0,909
cf. <i>Cleocnemis</i> sp1	1,536	2,263	60,37	2,4	1

5.3.2.2 Familias Linyphiidae, Thomisidae, Salticidae y Theridiidae

En la Tabla 5.4 se observan las similitudes medias para cada familia según medidas de Sørensen. Las comunidades conformadas por las especies de la familia Linyphiidae y de Thomisidae fueron muy similares entre ambos tipos de ambiente, siendo menor del 10% las diferencias, por lo que no habría recambio significativo de especies entre parches verdes ubicados en ambiente urbano o suburbano. En el caso de la familia Salticidae, la comunidad del ambiente urbano sería claramente un subconjunto del ambiente suburbano, ya que se diferenciaron en aproximadamente un 40% y de las 17 especies presentes en urbano, 15 fueron compartidas con el ambiente suburbano (solo dos especies fueron colectadas en urbano y no en suburbano). Theridiidae obtuvo los menores valores de similitud, siendo la familia que mayor recambio tuvo entre ambos ambientes ya que la diferencia de riqueza fue de aproximadamente 50%, de las 15 especies presentes en el ambiente suburbano solo compartió seis con el ambiente urbano.

Tabla 5.4 Medidas de similitud a nivel de Familia y gremios de arañas de la ciudad de Córdoba (Argentina), se expresa el valor medio \pm error estándar.

Familia	Sørensen (q=0)	Sørensen (q=0)	Sørensen (q=1)	Sørensen (q=1)
	empírico	estimado	empírico	estimado
Linyphiidae	0,91 \pm 0,03	0,88 \pm 0,04	0,97 \pm 0,01	0,97 \pm 0,01
Thomisidae	1 \pm 0,08	0,95 \pm 0,16	0,98 \pm 0,01	0,98 \pm 0,01
Salticidae	0,66 \pm 0,06	0,57 \pm 0,1	0,72 \pm 0,05	0,76 \pm 0,07
Theridiidae	0,5 \pm 0,07	0,48 \pm 0,1	0,63 \pm 0,04	0,68 \pm 0,06
Cazadoras de emboscada	0,9 \pm 0,06	0,78 \pm 0,11	0,94 \pm 0,02	0,94 \pm 0,02
Tejedoras de telas espaciales	0,55 \pm 0,06	0,54 \pm 0,18	0,62 \pm 0,04	0,66 \pm 0,07

La Figura 5.7 muestra la configuración del NMDS para **Linyphiidae**, con un valor de estrés = 0,19. Se observa una mayor dispersión de los sitios urbanos en el gráfico, lo que sugiere que fueron más disímiles entre sí que los suburbanos. Incluso sitios urbanos espacialmente próximos como U22 y U21, al igual que U25, U26 y U9 (ver mapa Figura 2.1, Capítulo 2) estuvieron muy distantes en el NMDS. Aun así hubo mucho solapamiento entre los sitios urbanos y suburbanos. De hecho, el análisis PERMANOVA ($p= 0,12$) no avaló la presencia de dos grupos, lo que consistentemente con las mediciones de Sørensen, indica que la composición de las especies fue similar entre sitios urbanos y suburbanos.

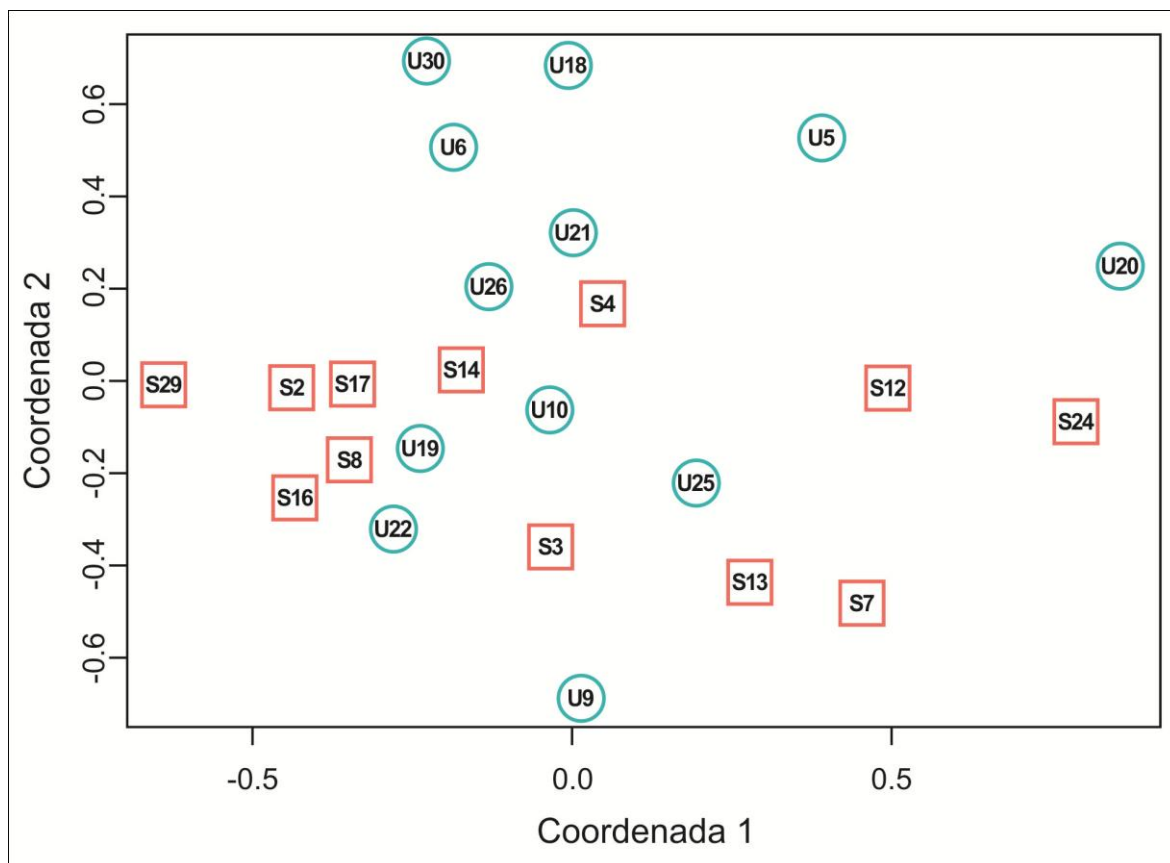


Figura 5.7 Escalamiento multidimensional no métrico de la familia Linyphiidae en la ciudad de Córdoba (Argentina). Urbano = círculos verdes, Suburbano = cuadrados rojos. El número hace referencia al sitio de muestreo.

Para **Thomisidae** consideramos 23 sitios, excluyendo el sitio U24, para el que no se capturaron individuos adultos de la familia. El valor de estrés del NDMS fue 0,13, y la comparación de ambientes fue marginalmente significativa según el análisis PERMANOVA ($p = 0,27$). Consistentemente con las medidas de Sørensen, se observa en la Figura 5.8 que los sitios urbanos y suburbanos fueron muy parecidos en su composición, salvo sitios como S17, U30 y S7, los demás se encuentran agrupados como un solo conjunto.

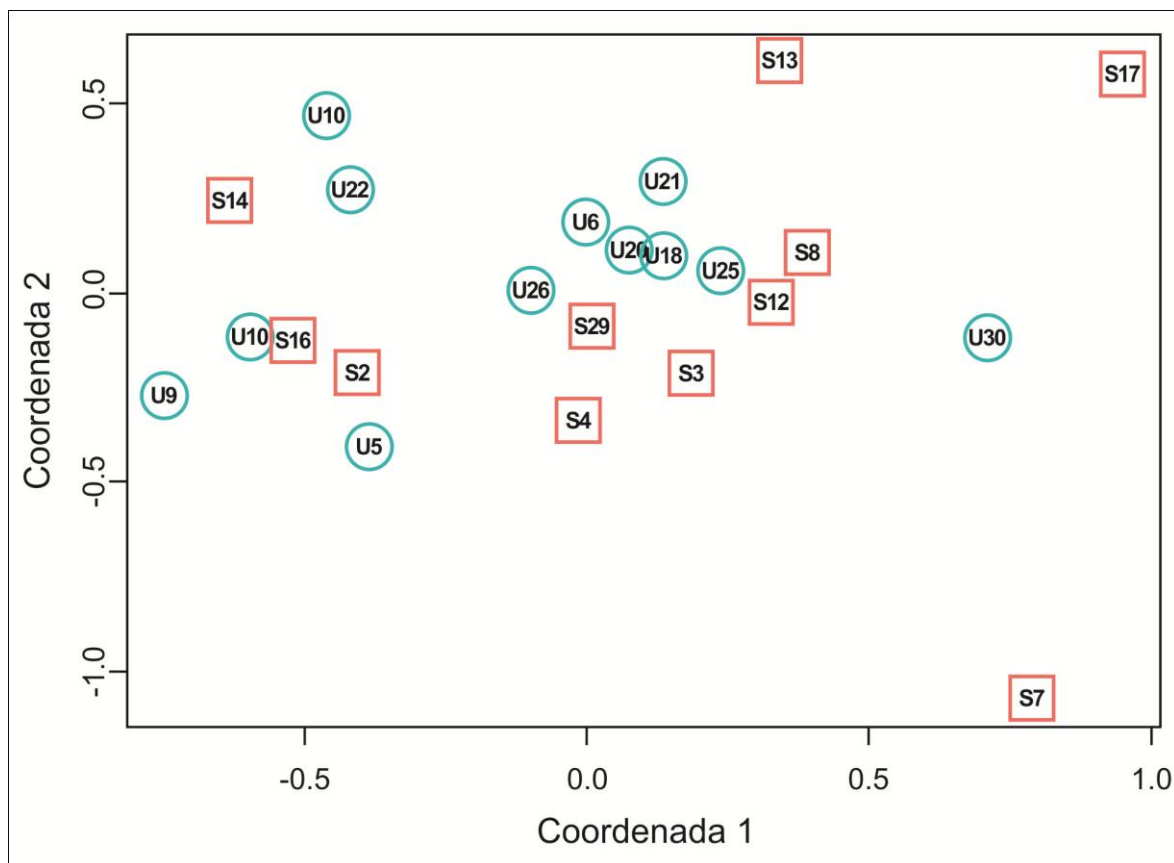


Figura 5.8 Escalamiento multidimensional no métrico de la familia Thomisidae en la ciudad de Córdoba (Argentina). Urbano = círculos verdes, Suburbano = cuadrados rojos. El número hace referencia al sitio de muestreo.

Para la familia **Salticidae** los valores de estrés del NDMS (estrés = 5×10^{-5}) indicaron que el gráfico no se ajustó adecuadamente a los datos y no puede ser interpretado con confianza. El PERMANOVA no evidenció diferencias significativas ($p = 0,49$) entre ambientes. Es probable que la baja abundancia con la cual se encuentra representada la familia en los sitios sea el principal inconveniente del análisis ya que se encontraron Saltícidos en 21 de los 24 sitios de colecta, con un rango de individuos de 1 a 36, siendo 9,6 el número medio de individuos por sitio. La familia **Theridiidae**, Figura 5.9 (nivel de stress del NMDS = 0,17; PERMANOVA, $p = 0,28$), tampoco evidenció diferencias de composición entre sitios urbanos y suburbanos.

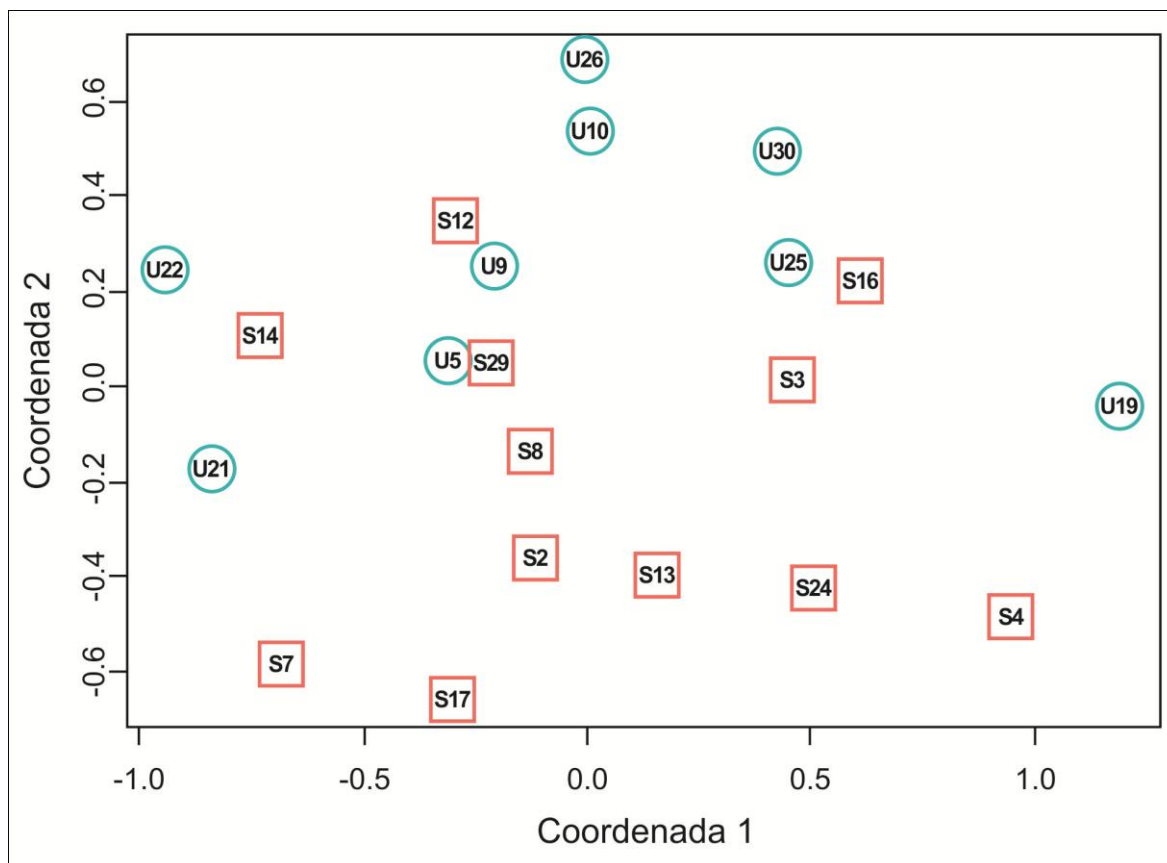


Figura 5.9 Escalamiento multidimensional no métrico de la familia Theridiidae en la ciudad de Córdoba (Argentina). Urbano = círculos verdes, Suburbano = cuadrados rojos. El número hace referencia al sitio de muestreo.

5.3.2.3 Gremios

En cuanto a los gremios, los valores de similitud de Sørensen para las Cazadoras de emboscada evidenciaron una fauna similar en ambos ambientes; cuando se consideraron los valores de la abundancia relativa de las especies la similitud fue mayor. Las Tejedoras de tela espacial tuvieron mayor recambio entre ambientes (30 a 40 % de disimilitud entre ambientes) siendo más diferentes las comunidades cuando se considera solo la riqueza que considerando la abundancia relativa de las especies (Tabla 5.4).

En el gráfico de NMDS del gremio **Cazadoras de emboscada** (estrés = 0,15; Figura 5.10) no se observó una clara separación entre los sitios urbanos de los suburbanos. Los sitios urbanos parecen más similares entre sí que los suburbanos (más dispersos); estadísticamente el PERMANOVA avaló marginalmente la presencia de dos grupos ($p=0,04$). Las especies que más contribuyeron a la diferencia entre ambientes fueron *M. maculissparsus* (50% de contribución), cf. *Cleocnemis* sp1 (familia Philodromidae) y *M.*

pallidus, que en conjunto aportaron más del 70% de las diferencias entre grupos (Tabla 5.5). En este caso, es interesante que el gremio responde de distinta manera que la familia dominante (Thomisidae), lo que podría deberse a ciertas especies más conspicuas que componen el ensamble (*Ero* aff. *tuberculata* y *Paracleocnemis* sp1) solo se encuentran en el ambiente suburbano.

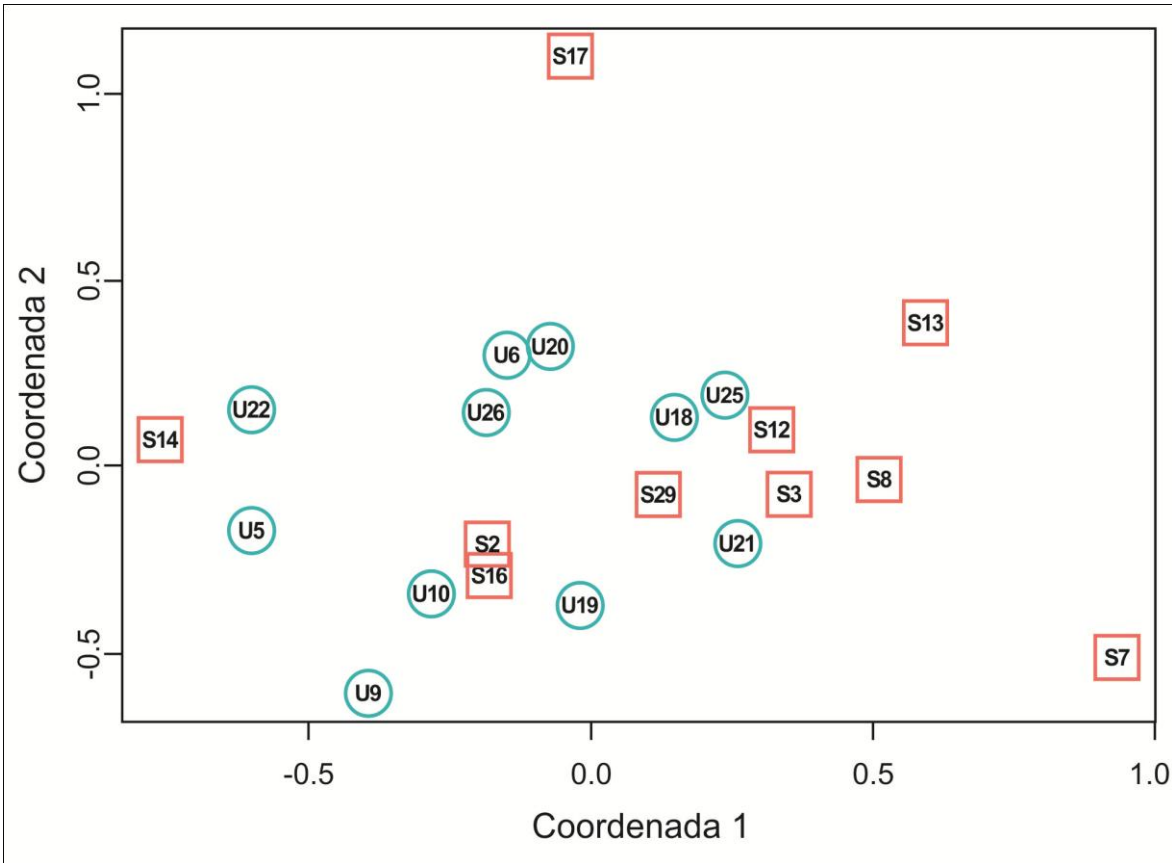


Figura 5.10 Escalamiento multidimensional no métrico del gremio de arañas Cazadoras de emboscada en la ciudad de Córdoba (Argentina). Urbano = círculos verdes, Suburbano = cuadrados rojos. El número hace referencia al sitio de muestreo.

Tabla 5.5 Especies del gremio de arañas Cazadoras de emboscada que contribuyeron a la disimilitud (análisis SIMPER) entre ambiente suburbano y urbano de la ciudad de Córdoba (Argentina).

Especies	Disimilitud media	% de contribución	% acumulado	Abundancia media	
				Suburbano	Urbano
<i>M. maculissparsus</i>	30,2	50,7	50,7	6,5	13,3
cf. <i>Cleocnemis</i> sp1	7,339	12,32	63,03	2,4	1
<i>M. pallidus</i>	6,504	10,92	73,95	1,5	2,55
<i>P. cf. termalis</i>	4,407	7,399	81,35	0,5	1,82

<i>Misumenops</i> sp1	3,877	6,509	87,86	1	1,27
<i>Misumenops</i> sp2	2,038	3,421	91,28	0,3	0,636
<i>Misumenops</i> sp3	1,342	2,254	93,53	0,2	0,636
<i>T. elongatus</i>	1,29	2,166	95,7	0,1	0,364
<i>T. aff. digitatus</i>	0,8776	1,474	97,17	0,1	0,182
<i>W. steinbachi</i>	0,8698	1,46	98,63	0,2	0,0909
<i>Ero aff tuberculata</i>	0,4264	0,7159	99,35	0,1	0
<i>Paracleocnemis</i> sp1	0,3892	0,6536	100	0,1	0

En la Figura 5.11 no se observan para las **Tejedoras de tela espaciales** agrupamientos de sitios por ambiente (estrés = 0,15). Tampoco fue significativo el PERMANOVA ($p = 0,57$).

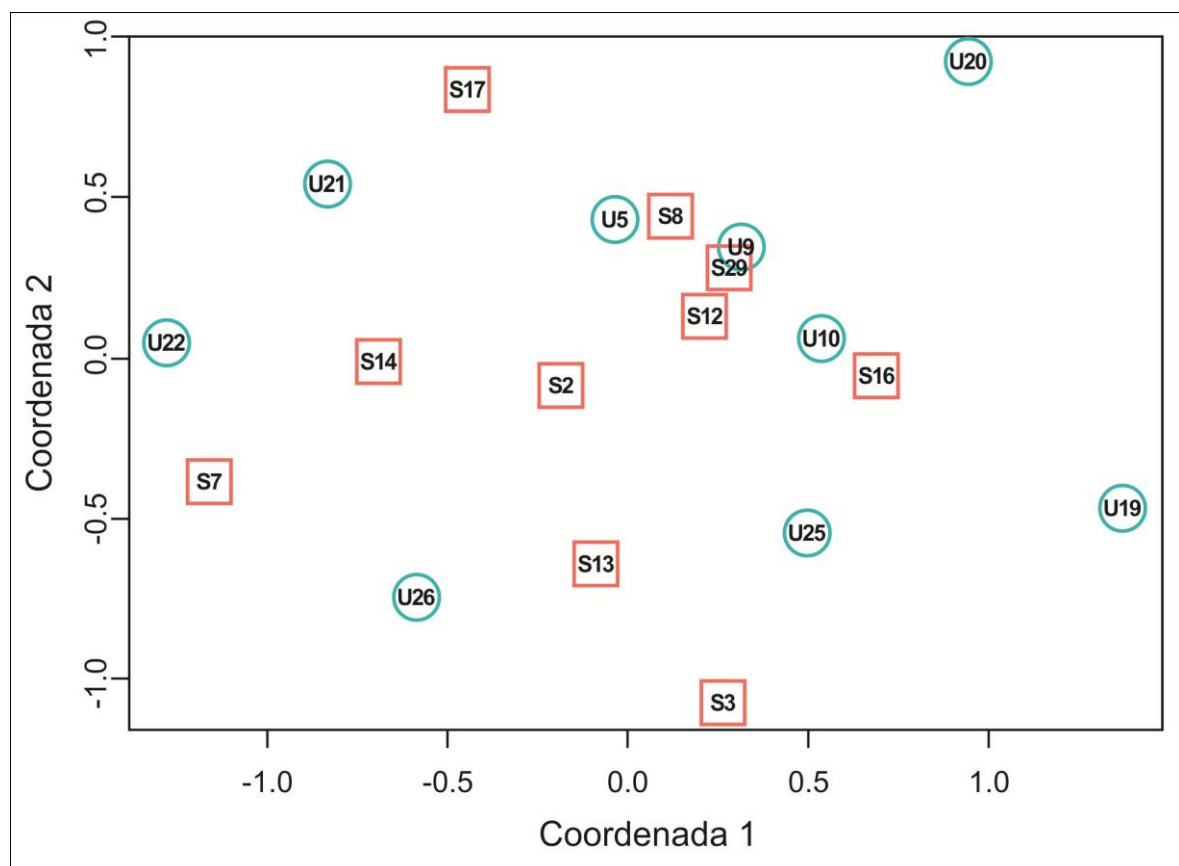


Figura 5.11 Escalamiento multidimensional no métrico del gremio de arañas Tejedoras de telas espaciales en la ciudad de Córdoba (Argentina). Urbano = círculos verdes, Suburbano = cuadrados rojos. El número hace referencia al sitio de muestreo.

5.3.3 Proporción de juveniles por ambiente

En el ambiente suburbano se colectó un mayor ($p = 0,02$) número de juveniles (411 ± 22) que en el ambiente urbano (265 ± 46). En cuanto a la relación de juveniles/ adultos fue similar en ambos ambientes, $4,8 \pm 1,3$ individuos juveniles por cada adulto en suburbano y $4,7 \pm 1,5$ individuos juveniles por cada adulto en urbano. En términos de proporciones (%) en promedio se colectó por sitio un 82% de individuos juveniles en suburbano y un 81% de juveniles en urbano. Para las familias más abundantes como Linyphiidae, no se detectaron diferencias entre el número de juveniles en ambientes urbano y suburbano (45 ± 10 y 76 ± 12 respectivamente; $p = 0,058$); por cada individuo adulto, se colectaron 2 juveniles en promedio por ambiente (urbano $2 \pm 0,3$ y suburbano $2,7 \pm 0,6$). Para Thomisidae el número de juveniles en ambiente urbano y suburbano ($73,5 \pm 17,6$ y 51 ± 9 respectivamente) fueron similares ($p = 0,2$). La relación de juveniles por adulto colectado fue $5 \pm 1,15$ juveniles por individuo adulto en urbano y $8,5 \pm 2,5$ en suburbano. Theridiidae tampoco evidenció diferencias significativas entre la abundancia de juveniles en el ambiente urbano y suburbano (34 ± 9 y 87 ± 24 respectivamente, $p = 0,07$), ni en el número medio de juveniles por adulto colectado (en urbano $9,5 \pm 2$; en ambiente suburbano $12 \pm 4,7$). El mismo patrón se observó para Salticidae en el cual se colectaron en promedio 47 ± 17 individuos juveniles en el ambiente urbano y 70 ± 18 juveniles en el suburbano, no siendo las diferencias significativas ($p > 0,05$). El número de juveniles por adulto tampoco fue significativamente diferente entre el ambiente urbano (9 ± 3) comparado con el suburbano (6 ± 1).

En cuanto a los gremios, en las Tejedoras de telas espaciales los juveniles fueron más abundantes en el ambiente suburbano que en el urbano (102 ± 24 ; $46,25 \pm 13$ respectivamente, $p = 0,04$), mientras que la relación de juveniles respecto a adultos fue muy similar en ambos ambientes (urbano = 8 ± 1 ; suburbano = 7 ± 2), ya que los adultos fueron también más abundantes en el ambiente suburbano (suburbano = $17 \pm 3,5$; urbano = 10 ± 5). El gremio Cazadoras de emboscada, por el contrario, tuvo similar abundancia de juveniles en ambos ambientes (urbano = 101 ± 15 ; suburbano = 106 ± 23), pero la relación juveniles por adulto colectado fue mayor en suburbano 15 ± 3 que en urbano 5 ± 1 ($p = 0,004$), ya que el número medio de adultos por sitio suburbano fue menor (urbano = 26 ± 8 ; suburbano = 11 ± 3 ; $p = 0,03$).

5.4 Discusión

5.4.1 Riqueza y abundancia de arañas en ambiente urbano y suburbano

Las curvas de rarefacción y los índices de riqueza esperada y diversidad evidenciaron que el ambiente suburbano es más rico en especies que el ambiente urbano. Esto se contrapone a lo encontrado a nivel de sitio, donde la riqueza promedio por muestra no difirió estadísticamente entre ambos ambientes. Esto que resulta en primera instancia contradictorio, indica que hay una gran heterogeneidad en riqueza a nivel de sitio en cada ambiente. De esta manera, nuestros resultados avalan de manera parcial la predicción por la cual esperábamos encontrar menor riqueza y abundancia de especies de arañas en los espacios verdes ubicados en el ambiente urbano respecto a los ubicados en el ambiente suburbano. De hecho, el resultado obtenido en esta Tesis es opuesto a otros estudios sobre fauna de arañas en ambientes antrópicos, por ejemplo, Magura et al. (2008) y Horváth et al. (2012) en la ciudad de Debrecen, Hungría, encontraron que la riqueza de arañas y abundancia de individuos fue mayor en las áreas urbanas que en suburbanas y rural. En un estudio similar en Finlandia, Alaruikka et al. (2002) no encontraron diferencias significativas de riqueza y abundancia de arañas a lo largo de un gradiente urbano-rural. Vale considerar, sin embargo que la mayoría de estos estudios comparativos entre sitios o gradientes urbano-rural utilizan arañas de suelo (colectadas mediante trampas de caída), con lo cual, al igual que ocurre en el presente estudio, está representada parcialmente la fauna de arañas, y es posible que haya diferencias entre lo que corresponde el gran ensamble de las arañas de suelo y las que se encuentran más asociadas al follaje.

Una respuesta contraria a la diferencia en riqueza esperada entre ambos ambientes se obtuvo con la familia Thomisidae y el gremio Cazadoras de emboscada (Thomisidae + Philodromidae + Mimetidae), parecen ser más propicios los parches ubicados en el ambiente urbano que en el suburbano, ya que si bien las curvas de rarefacción no mostraron diferencias en riqueza de especies, a nivel de sitio hubo una mayor cantidad de individuos y especies en el ambiente urbano que en el suburbano. Una respuesta similar se observó en las especies de suelo consideradas de “ambientes abiertos” y “generalistas”, que son más abundantes en ambientes urbanizados que en otros más naturales (Horváth et al. 2012). Una posible explicación sobre este patrón en Thomisidae y el gremio Cazadoras de emboscada, puede deberse a la configuración de los espacios verdes urbanos que favorece a la familia y al gremio. Si bien, como se discutió en el Capítulo 4, las variables

que medimos a escala local no fueron relevantes (solo se observó una relación significativa entre la abundancia de Cazadoras de emboscada y el porcentaje de cobertura de herbáceas), es probable que otras variables no contempladas, como por ejemplo la densidad o diversidad de flores presentes en los parches, tengan un efecto positivo. Los espacios verdes urbanos en general cuentan con una flora en general ornamental, muy vistosa en cuanto a sus piezas florales, que pueden resultar atractivas para Thomisidae y Philodromidae, ya que frecuentemente estas arañas depredan insectos polinizadores (Marrero et al. 2015).

La familia Linyphiidae, la más abundante de la fauna total tampoco avaló nuestra primer predicción, ya que no evidenció diferencias en riqueza de especies o abundancia de individuos en las curvas de rarefacción o las muestras colectadas en ambos ambientes. Estos resultados son consistentes con el carácter generalista descrito para Linyphiidae, siendo comunes en ambientes disturbados (Thorbek y Topping 2005). También concuerda con otros estudios en diferentes ambientes urbanizados de diferentes regiones climáticas, por ejemplo, en la ciudad de Phoenix, EEUU, ubicada en el desierto de Sonora, los linyphiidos fueron más abundantes en sistemas con alta productividad (medida a través del NDVI) como plantaciones agrícolas y de flora exótica con sistemas de riego artificiales e intervención humana que en hábitats más naturales (Shochat et al. 2004). En la ciudad de Cleveland, Ohio, Linyphiidae fue una de las familias más abundantes en baldíos, jardines y praderas colectadas mediante G-vac y trampas de caída (Burkman y Gardiner 2014). Probablemente su amplia distribución sea explicada en parte por su capacidad dispersiva, ya que otros estudios afirman que en ambientes bajo disturbios antrópicos hay una prevalencia de especies que poseen buena capacidad de dispersión (Entling et al. 2011).

Una respuesta diferente se obtuvo con Salticidae y Theridiidae quienes resultaron más abundantes en individuos y en especies en el ambiente suburbano que en el urbano, y en capítulos previos se evidenció que ambas familias fueron sensibles a la configuración local y espacial del paisaje. De hecho, la diversidad disminuyó a medida que se redujo la estructura vertical de la vegetación (local) y aumentó la superficie construida (paisaje). En Córdoba existe un escaso conocimiento de la araneofauna para afirmar que las especies de estas familias sean especialistas de hábitat, sin embargo estos resultados sugieren que son taxa susceptibles al disturbio antrópico. Otros estudios han ilustrado una respuesta negativa de especies especialistas de hábitat al ambiente urbano. Por ejemplo, Magura et al. (2008) encontraron que las arañas especialistas de bosque disminuyeron su riqueza en un

gradiente de urbanización creciente. En un gradiente rural-suburbano-urbano en París, Francia, las especies de araña con afinidad por el bosque fueron reemplazadas por especies con mayor capacidad dispersiva que aumentaron su abundancia en condiciones intermedias de urbanización (Vergnes et al. 2014). Estos estudios en general toman fragmentos/remanentes de bosques sumergidos en un gradiente de urbanización, sin embargo los parches verdes considerados en este estudio, por su grado de modificación (ej. por parquización, flora exótica, etc.) difieren de la típica estructura de un bosque (o remanente de bosque) por el nivel de disturbio que reciben. Así, los espacios verdes en el ambiente urbano pueden verse empobrecidos en diversidad de otros artrópodos, lo cual puede disminuir las presas aumentando la competencia intraespecífica y en consecuencia desfavorecer las poblaciones de arañas (Polis y Hurd 1995). Por esta razón, tenemos evidencia de que las especies de Salticidae y Theridiidae colectadas en la ciudad de Córdoba son sensibles a factores locales y de paisaje que actúan en un ambiente urbanizado. En el caso del gremio Tejedoras de telas espaciales, como vimos en el capítulo anterior son un grupo sensible a la vegetación presente en los sitios, fueron más abundantes y con mayor número de especies en el ambiente suburbano, el cual parece beneficiarlas o en otro caso, puede este grupo ser sensible a las condiciones ambientales del ambiente urbano.

Varios autores aseguran que considerar la riqueza o abundancia de la comunidad total para detectar efectos de la urbanización no es lo ideal, debido a la respuesta diferencial de acuerdo a la historia natural de las especies, que podría enmascarar múltiples respuestas particulares a los diferentes elementos del hábitat (Magura et al. 2010; Varet et al. 2011). Nuestros resultados contradicen en parte esas afirmaciones, ya que a nivel de toda la comunidad encontramos menor riqueza y abundancia de especies de arañas en los parches ubicados en el ambiente urbano respecto al suburbano. Sí coincidimos en que los análisis por taxa muestran respuestas diferentes.

5.4.2 Similitud y recambio de especies entre ambiente urbano y suburbano

En cuanto a la composición de especies, para la fauna total colectada se apreció una marcada similitud (70% a 80%, según se considere sólo la riqueza o también las abundancias relativas de las especies) entre ambientes urbano y suburbano. Sin embargo, el NMDS evidenció dos grupos diferenciados por la abundancia relativa de 12 especies y la exclusividad de 30 especies presentes en el ambiente suburbano. La diferencia en composición de especies entre ambos ambientes detectada en este estudio fue menor a

otras descritas en la bibliografía. Por ejemplo, la composición de artrópodos predadores en la ciudad de Phoenix y remanentes más naturales cercanos a la ciudad difirieron en un 40%, pero no siempre fueron las especies dominantes las que contribuyeron a esa diferencia (Bang et al. 2012). En Córdoba sí fueron las especies dominantes las que más contribuyeron a la disimilitud entre ambos ambientes, según el análisis de SIMPER, fueron *Lepthyphantes* sp1 y *M. maculissparsus* las que más contribuyeron, ambas pioneras. Sin embargo, algunas especies de Theridiidae y Salticidae (como se discutió previamente, más susceptibles) también aportaron a la diferencia. Entonces, la disimilitud entre ambiente urbano y suburbano sería principalmente por diferencias en abundancia de las especies más dominantes y la presencia de especies raras en el ambiente suburbano. Estos resultados para la fauna total corroboran nuestra hipótesis sobre la tolerancia diferencial de las especies a ambos ambientes.

Los grupos pioneros en dispersión como son Linyphiidae y Thomisidae (Blandenier et al. 2013; Jiménez-Valverde et al. 2010), no evidenciaron diferencias en composición según Sørensen o los NMDS. En el caso de Linyphiidae, se observó una diferencia abrupta entre la abundancia de la especie *Lepthyphantes* sp1, en suburbano (abundancia media de 22 individuos) y urbano (10) puede deberse a características a nivel de micro-hábitat. *L. tenuis* ha mostrado experimentalmente y a campo que prefiere ambientes húmedos y con buen soporte estructural, y a su vez, prefiere realizar sus telas en huecos en la tierra donde pueden convivir próximamente hasta tres individuos adultos (Samu et al. 1996). Es probable que estas características sean más comunes en el ambiente suburbano que en el urbano, aunque son necesarios estudios para corroborarlo.

La amplia distribución de Linyphiidae y Thomisidae en la ciudad es consistente con la buena adaptación de estas familias a ambientes disturbados como ciudades o agro-ecosistemas y su gran capacidad de dispersión (Blandenier y Fürst 1998, Blandenier et al. 2013). Por ejemplo, especies de Thomisidae están entre las primeras que colonizan los cultivos de soja cuando las condiciones son más hostiles debido al disturbio de la siembra y primeros estadios de la plántula (Liljesthröm et al. 2002). No se detectaron diferencias en composición en el gremio Tejedoras de telas espaciales entre ambiente urbano y suburbano mediante el PERMANOVA, pero si con Sørensen, más evidente cuando consideramos la riqueza de especies ($q = 0$) que la abundancia relativa. De hecho el resultado de Sørensen coincide con lo detectado en abundancia y riqueza observada. Esto puede deberse a que las familias de Tejedoras de telas espaciales (aparte de la familia Theridiidae) se encuentran en

general en baja abundancia por ambiente, por ejemplo, Nestecidae, Mysmenidae, Dictynidae y Pholcidae estuvieron representadas por pocas especies y en baja abundancia. Es necesario contar con un mayor número de individuos para confirmar las diferencias entre ambientes.

5.4.3 Proporción de juveniles por ambiente

Los individuos de ambientes más disturbados, suelen tener más actividad de dispersión que les permite moverse y colonizar con éxito nuevos ambientes, lo que puede ocurrir en diferentes etapas del ciclo de vida de los individuos (Blandenier y Fürst 1998; Blandenier et al. 2013; Entling et al. 2011). En este estudio el total de individuos juveniles fue mayor en el ambiente suburbano que en el urbano, al igual que ocurrió con la abundancia de individuos adultos, por lo cual la relación de juveniles con respecto a adultos no resultó mayor en el ambiente urbano, al contrario de lo que esperábamos según nuestra última predicción. Esto refleja un empobrecimiento de todos los estadios fenológicos en el ambiente urbano. Sólo en Thomisidae los juveniles (y la relación juveniles/adultos) fueron más abundantes en el ambiente urbano, aunque no de manera estadísticamente significativa, lo que refuerza la idea de un empobrecimiento general del ambiente urbano. El gremio Cazadoras de emboscada tuvo igual cantidad de juveniles en urbano y suburbano, pero mayor cantidad de juveniles por adulto en suburbano, lo que podría deberse a que el gremio encuentra óptimos los espacios verdes antropizados del núcleo urbano de la ciudad, como se discutió más arriba.

Estudios de actividad dispersiva, por ejemplo en agro-ecosistemas en Suiza (Blandenier y Fürst 1998; Blandenier et al. 2013), evidencian que el periodo de máxima actividad por ballooning ocurre en los meses de verano y otoño. En esta Tesis las colectas se realizaron en primavera-verano, por lo cual –si el patrón es generalizado- pudimos capturar una buena parte de los individuos en actividad. Sin embargo, como cada grupo posee diferente fenología (Blandenier y Fürst 1998) y puede variar según las condiciones climáticas de cada región (Simonneau et al. 2016), sería relevante confirmar estos resultados incorporando información adicional sobre la actividad de las arañas durante todo el año y su dinámica dispersiva en el ambiente urbano.

Capítulo 6

Conclusiones

Esta Tesis realiza aportes sobre la fauna de Araneae en general y en particular sobre las arañas del centro del país. Hemos detectado 147 especies pertenecientes a 23 familias, con una muy buena representación de las especies diurnas presentes en el follaje. Se registró la presencia de ocho especies cuya distribución no era conocida en Argentina y de una nueva especie de Salticidae (cuya descripción es un aporte complementario), existiendo material para próximos aportes taxonómicos. La distribución de las especies en los espacios verdes resultó en general heterogénea en número y abundancia relativa, siendo algunas especies más abundantes que otras. Las familias más comunes estuvieron representadas por un lado por un bajo número de especies aunque muy abundantes (Linyphiidae y Thomisidae), o alternativamente por un mayor número de especies cada una en baja abundancia (Theridiidae y Salticidae).

En nuestra primera hipótesis planteamos que a escala local la estructura de la vegetación presente en los sitios urbanos y suburbanos tiene una influencia directa sobre la riqueza de especies ya que constituye un recurso para las arañas (como refugio o sitio de caza, por ejemplo). Las arañas de follaje se relacionaron significativamente con diferentes características de la vegetación presente en el hábitat a escala local, aunque de manera débil, ya en general los modelos explicaron una reducida fracción de la variación de los datos. Por esta razón interpretamos que las variables de vegetación tienden a favorecer o perjudicar a la abundancia de individuos o riqueza de especies, pero no serían factores limitantes. Esto podría deberse a que cuando se modifica la cobertura y estructura vegetal en ambientes disturbados como el urbano, las arañas de follaje recurren a otros recursos de origen antrópico presentes en el ambiente que no consideramos en este estudio. A nivel de micro-sitio, otros factores que no se relacionan directamente con la vegetación, como estructuras edilicias, tejidos, canteros, etc. pueden aumentar la heterogeneidad ambiental y oferta de nichos alternativos.

Luego planteamos que características como el tipo de cobertura del terreno y la heterogeneidad del paisaje en el cual está inmerso el espacio verde tienen efectos sobre la fauna de arañas que presenta. A su vez, a medida que aumenta la capacidad de dispersión de las especies, varía la influencia del paisaje circundante. Encontramos que el porcentaje

de construcciones de alta densidad fue un factor que se relacionó negativamente con la riqueza y abundancia de arañas en general y de las familias Salticidae y Theridiidae y el gremio Tejedoras de telas espaciales en particular. El porcentaje de áreas verdes que rodean el parche, aunque estuvo inversamente correlacionado con la densidad alta de construcciones, evidenció débiles o nulas relaciones con la araneofauna. Esto sugiere que en un paisaje urbano como el de la ciudad de Córdoba, las áreas verdes presentes sean suficientes para mantener las comunidades (como hábitat adecuados en sí o como corredores), mientras que la continuidad de superficie altamente construida podría actuar como barrera de dispersión.

Contrariamente a lo esperado, la abundancia y la riqueza de arañas se relacionaron negativamente con la heterogeneidad del paisaje. En agro-ecosistemas la variedad y proporción más equitativa de usos de la tierra que no sean cultivos resulta beneficiosa para la diversidad de predadores como arañas, ya que pueden encontrar refugios o disponibilidad de presas en temporadas de siembra o cosechas. En el ecosistema urbano estudiado la heterogeneidad paisajística estuvo dada por diferentes usos antrópicos, y por lo tanto una mayor variedad de coberturas del paisaje no necesariamente implicaron mayor diversidad de nichos/recursos para las arañas.

Las familias pioneras en dispersión como Thomisidae y Linyphiidae fueron las mejor representadas en número de individuos y no se relacionaron significativamente con ninguna variable ambiental considerada en el estudio. Estos resultados podrían reflejar el nivel de tolerancia a los disturbios o adaptación al ambiente urbano. Si bien Salticidae y Theridiidae también se dispersan por aero-dispersión/ballooning, su relación con variables locales y de paisaje podría reflejar que son más especialistas o selectivas de hábitat.

Planteamos que como los espacios verdes ubicados en el centro urbano están bajo condiciones ambientales de mayor disturbio antrópico que los ambientes suburbanos ubicados en la periferia de la ciudad, estas condiciones influyen sobre la riqueza, abundancia y composición de arañas y cantidad de juveniles capaces de prosperar en ellos. La ubicación del espacio verde con respecto al centro urbano o periferia menos urbanizada tuvo efectos positivos sobre la araneofauna de follaje, ya que a nivel de fauna total, el ambiente suburbano de la ciudad de Córdoba tuvo mayor riqueza de especies. Sin embargo, a nivel de familia las respuestas variaron de acuerdo a sus historias de vida en positiva, neutra y negativa. Por ejemplo, para Thomisidae y el gremio Cazadoras de

emboscada el ambiente urbano sería propicio, mientras que la familia Linyphiidae no evidenció diferencias en riqueza o abundancia entre ambientes. Por su parte, Salticidae, Theridiidae y el gremio Tejedoras de telas espaciales serían grupos más susceptibles, disminuyendo su riqueza y abundancia en el ambiente urbano. Así estas dos últimas familias parecen ser las indicadas para estudios más específicos sobre la interacción artrópodos predadores y factores antrópicos.

La composición de la fauna colectada de arañas resultó en un 70-80% similar entre ambos ambientes, y las diferencias se debieron principalmente a contrastes en la abundancia de las especies dominantes y a la presencia en el ambiente suburbano de especies que no se detectaron en el urbano. Las familias Thomisidae y Linyphiidae fueron muy similares en ambos ambientes en riqueza de especies y con leves diferencias en la abundancia relativa. Consistentemente con los efectos a nivel de riqueza, Salticidae y Theridiidae fueron las familias que más recambio de especies tuvieron siendo el ambiente urbano un subconjunto del suburbano. El gremio Cazadoras de emboscada no varió en su composición de especies entre ambos ambientes, mientras que Tejedoras de telas espaciales evidenció un mayor recambio de especies entre ambos ambientes.

Por último, los juveniles fueron más abundantes en el ambiente suburbano que en el urbano, aunque no siempre soportado estadísticamente. Contrariamente a lo esperado, no se evidenció una mayor proporción de adultos (que podría indicar su mayor establecimiento) en el ambiente suburbano, por lo que el mayor número de juveniles fue un reflejo de la mayor abundancia de arañas en general en el ambiente suburbano.

En síntesis, en general se observó que, ya sean individuos juveniles o adultos, la araneofauna del ambiente urbano se encuentra empobrecida respecto al suburbano, contribuyendo parcialmente las características locales de la vegetación y del paisaje a su diversidad.

Bibliografía

Adams LE (2005) Urban wildlife ecology and conservation: A brief history of the discipline. *Urban Ecosyst* 8: 139-156

Alaruikka D, Kotze DJ, Matveinen K, Niemelä J (2002) Carabid beetle and spider assemblages along a forested urban–rural gradient in southern Finland. *J Insect Conserv* 6: 195-206

Almada MS, Sosa MA, González A (2012) Araneofauna (Arachnida: Araneae) en cultivos de algodón (*Gossypium hirsutum*) transgénicos y convencionales en el norte de Santa Fe, Argentina. *Rev Biol Trop* 60: 611-623

Andersson E (2006) Urban landscapes and sustainable cities. *Ecol Soc* 11: 34

Argañaraz CI, Gleiser RM (2017) Does urbanization have positive or negative effects on Crab spider (Araneae: Thomisidae) diversity? *Zoologia* 34: e19987

Argañaraz CI, Rubio GD, Gleiser RM (2017) Jumping spider (Araneae: Salticidae) diversity in the understory of the Argentinian Atlantic Forest. *Caldasia* 39: 157-168

Armendano A, González A (2010) Comunidad de arañas (Arachnida, Araneae) del cultivo de alfalfa (*Medicago sativa*) en Buenos Aires, Argentina. *Rev Biol Trop* 58: 747-757

Armendano A, González A (2011) Spider fauna associated with wheat crops and adjacent habitats in Buenos Aires, Argentina. *Rev Mex Biodiv* 82(4): 1176-1182

Avalos G, Rubio GD, Bar ME, Damborsky M (2006) Lista preliminar de la araneofauna (Arachnida: Araneae) del centro-norte de la provincia de Corrientes, Argentina. *Rev Iber Aracnol* 13: 189-194

Avalos G, Rubio GD, Bar ME, González A (2007) Arañas (Arácnida: Araneae) asociadas a dos bosques degradados del Chaco húmedo en Corrientes, Argentina. *Rev Biol Trop* 55: 899-909

Avalos G, Bar ME, Oscherov EB, González A (2013) Diversidad de Araneae en cultivos de *Citrus sinensis* (Rutaceae) de la Provincia de Corrientes, Argentina *Rev Biol Trop* 61: 1243-1260

Balfour RA, Rypstra AL (1998) The influence of habitat structure on spider density in a no-till soybean agroecosystem. *J Arachnol* 26: 221-226

Bang C, Faeth SH (2011) Variation in arthropod communities in response to urbanization: Seven years of arthropod monitoring in a desert city. *Landsc Urban Plan* 103: 383-399

Bang C, Faeth SH, Sabo JL (2012) Control of arthropod abundance, richness, and composition in a heterogeneous desert city. *Ecol Monogr* 82: 85-100

Batáry P, Holzschuh A, Orci KM, Samu F, Tscharntke T (2012) Responses of plant, insect and spider biodiversity to local and landscape scale management intensity in cereal crops and grasslands. *Agric Ecosyst Environ* 146: 130-136

Battán Horenstein M, Bellis ML, Gleiser RM (2016) Diversity of necrophagous blowfly (Diptera: Calliphoridae) of medical and veterinary importance in urban environments in Córdoba (Argentina). *Caldasia* 38(1): 183-195

Bell JR, Wheeler CP, Henderson R, Cullen WR (2000) Testing the efficiency of suction samplers (G-vacs) on spiders: the effect of increasing nozzle size and suction time. *European Arachnology* (S. Toft y N. Scharff eds.), 285-290 pp

Beltramo J, Bertolaccini I, González A (2006) Spiders of soybean crops in Santa Fe Province, Argentina: Influence of surrounding spontaneous vegetation on lot colonization. *Braz J Biol* 66: 29-41

Beninde J, Veith M, Hochkirch A (2015) Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecol Lett* 18: 581-592.

Bizuet-Flores MY, Jiménez-Jiménez ML, Zavala-Hurtado A, Concuera P (2015) Diversity patterns of ground dwelling spiders (Arachnida: Araneae) in five prevailing plant communities of the Cuatro Ciénegas Basin, Coahuila, Mexico. *Rev Mex Biodivers* 86: 153-163

Blandenier G, Fürst PA (1998) Ballooning spiders caught by a suction trap in an agricultural landscape in Switzerland. Pp. 177–186. In *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology*, Edinburgh 1997. (P.A. Selden, ed.). British Arachnological Society, Burnham Beeches, Bucks, UK.

Blandenier G, Bruggisser OT, Rohr RP, Bersier LF (2013) Are phenological patterns of ballooning spiders linked to habitat characteristics? *J Arachnol* 41(2): 126-132

Bolger DT, Suarez AV, Crooks KR, Morrison SA, Case TJ (2000) Arthropods in urban habitat fragments in Southern California: area, age, and edge effects. *Ecol Appl* 10: 1230-1248

Borges PAV, Brown VK (2001) Phytophagous insects and web-building spiders in relation to pasture vegetation complexity. *Ecography* 24: 68-82

Braaker S, Ghazoul J, Obrist MK, Moretti M (2014) Habitat connectivity shapes urban arthropod communities: the key role of green roofs. *Ecology* 95: 1010-1021

Braun-Blanquet J (1979) *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. H. Blume Edic., Madrid. 820 p.

Brazil TK, Almeida-Silva LM, Machado Pinto-Leite C, Lira-da-Silva RM, Lima Peres MC, Brescovit AD (2005) Aranhas sinantrópicas em três bairros da cidade de Salvador, Bahia, Brasil (Arachnida, Araneae). *Biota Neotrop.* v5 (n1a) – <http://www.biotaneotropica.org.br/v5n1a/pt/abstract?inventory+BN012051a2005>

Brescovit AD, Oliveira U, Santos AJ (2002) Spiders (Araneae, Arachnida) from São Paulo State, Brazil: diversity, sampling efforts, and state-of-art. *Biota Neotrop.* 11(1a):<http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1a/en/abstract?inventory+bn0381101a2011>

Burkman CE, Gardiner MM (2014) Spider assemblages within greenspaces of a desindustrialized urban landscape. *Urban Ecosyst* DOI 10.1007/s11252-014-0430-8.

Burnham KP, Overton WS (1978) Estimation of the size of a closed population when capture probabilities vary among animals. *Biometrika* 65: 625-633

Cardoso P, Pekár S, Jocqué R, Coddington JA (2011) Global patterns of guild composition and functional diversity of spiders. *PLoS ONE* 6(6): e21710.

Castillo E, Priotto J, Ambrosio AM, Provencal MC, Pini N, Morales MA, Steinmann A, Polop JJ (2003) Commensal and wild rodents in an urban area of Argentina. *Int Biodeter Biodegr* 52: 135-141

Catálogo de Arañas de Argentina (2017). Catálogo de Arañas de Argentina. Museo Argentino de Ciencias Naturales "Bernardino Rivadavia", en línea en <https://sites.google.com/site/catalogodearanasdeargentina/>, consultado el 26 de octubre de 2017.

Chao A, Lee SM (1992). Estimating the number of classes via sample coverage. *J Amer Statist Ass* 87: 210-217

Chao A (2005) Species richness estimation. Institute of Statistics National Tsing Hua University Hsin-Chu, TAIWAN 30043

Chao A, Wang YT, Jost L (2013) Entropy and the species accumulation curve: a novel entropy estimator via discovery rates of new species. *Methods Ecol Evol* 4: 1091-1100

Chao A, Ma KH, Hsieh TC, Chiu CH (2015) Online program SpadeR (Species Richness Prediction and Diversity Estimation in R). Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Chao A, Ma KH, Hsieh TC (2016) iNEXT (iNterpolation and EXTrapolation) Online: Software for Interpolation and Extrapolation of Species Diversity. Program and User's Guide published at http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/

Chao A, Chiu CH (2016) Species richness: estimation and comparison. Wiley StatsRef: Statistics Reference Online: 1-26

Cheli G, Armendano A, González A (2006) Preferencia alimentaria de arañas *Misumenops pallidus* (Araneae: Thomisidae) sobre potenciales insectos presa de cultivos de alfalfa. Rev Biol Trop 54: 505-513

Cherrill A (2015) Suction sampling of grassland invertebrates using the G-vac: Quantifying and avoiding peripheral suction effects. Eur J Entomol 112(3): 520-524

Churchill TB (1998) Spiders as ecological indicators in the Australian tropics: family distribution patterns along rainfall and grazing gradients. Selden PA (ed.): Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997

Clough Y, Kruess A, Kleijn D, Tschardt T (2005) Spider diversity in cereal fields: comparing factors at local, landscape and regional scales. J Biogeogr 32: 2007-2014

Convenio de Naciones Unidas sobre Conservación y Uso Sostenible de la Diversidad Biológica, 1994. Disponible en <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>

Crawley MJ (2015) Statistics: An Introduction Using R (2nd Edition). John Wiley & Sons, Chichester

Cumming MS, Wesolowska W (2004) Habitat separation in a species-rich assemblage of jumping spiders (Araneae: Salticidae) in a suburban study site in Zimbabwe. J Zool 262: 1-10

Dahirel M, Dierick J, De Cock M, Bonte D (2017) Intraspecific variation shapes community-level behavioral responses to urbanization in spiders. Ecology 98(9): 2379-2390

Desales-Lara MA, Francke OF, Sánchez-Nava P (2013) Diversity of spiders (Arachnida: Araneae) in anthropogenic habitats. Rev Mex Biodivers 84: 291-305

Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW (2017) Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>

Döbel HG, Denno RF, Coddington JA (1990) Spider (Araneae) community structure in an intertidal Salt Marsh: Effects of vegetation structure and tidal flooding. Environ Entomol 19: 1356-1370

Donnelly R, Marzluff JM (2006) Relative importance of habitat quantity, structure, and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosyst* 9: 99-117

Doxon ED, Davis CA, Fuhlendorf SD (2011) Comparison of two methods for sampling invertebrates: vacuum and sweep-net sampling. *J Field Ornithol* 82(1): 60-67

Durán-Barrón CG, Francke OF, Pérez-Ortiz TM (2009) Diversidad de arañas (Arachnida: Araneae) asociadas con viviendas de la ciudad de México (Zona Metropolitana). *Rev Mex Biodivers* 80: 55-69

Elek Z, Howe AG, Enggaard MK, Lövei GL (2017) Seasonal dynamics of common ground beetles (Coleoptera: Carabidae) along an urbanisation gradient near Sorø, Zealand, Denmark. *Entomol Fennica* 28: 27-40

Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC, Wilkinson C (2013) *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities: A global Assessment*. Springer Dordrecht Heidelberg New York London. ISBN 978-94-007-7088-1 (eBook)

Entling MH, Stämpfli K, Ovaskainen O (2011) Increased propensity for aerial dispersal in disturbed habitats due to intraspecific variation and species turnover. *Oikos* 120: 1099-1109

Faeth S, Bang C, Saari S (2011) Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Ann NY Acad Sci* 1223: 69-81

Farhana Rain F, Howlader AJ, Bashar K (2016) Diversity and abundance of spider fauna at different habitats of Jahangirnagar University Campus, Bangladesh. *J Entomol Zool Stud* 4: 87-93

Fenoglio MS, Salvo A, Estallo EL (2009) Effects of urbanisation on the parasitoid community of a leafminer. *Acta Oecol* 35: 318-326

Fenoglio MS, Videla M, Salvo A, Valladares G (2013) Beneficial insects in urban environments: Parasitism rates increase in large and less isolated plant patches via enhanced parasitoid species richness. *Biol Conserv* 164: 82-89

Ferretti N, Pompozzi G, Copperi S, Pérez-Miles F, González A (2012) Mygalomorph spider community of a natural reserve in a hilly system in central Argentina. *J Insect Sci* 12: 1-16

Ferretti N, Pompozzi G, Copperi S, Schwerdt L, González A, Pérez-Miles F (2014) Mygalomorphae spider community of the Natural Reserve Sierra del Tigre, Tandilia, Buenos Aires, Argentina. *Rev Mex Biodiv* 85: 308-314

Filippi-Codaccioni O, Devictor V, Clobert J, Julliard R (2008) Effects of age and intensity of urbanization on farmland bird communities. *Biol Cons* 141: 2698-2707

Fischer ML, Grosskopf CB, Bazílio S, Ricetti J (2011) Araneofauna sinantrópica associada com a família Sicariidae no município de União da Vitória, Paraná, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas* 11(1): 48-56

Foelix RF (2011) *Biology of spiders*. Third Edition. Published by Oxford University Press, Inc. 198 Madison Avenue, New York, New York 10016

Foley JA, DeFries R, Asner GP, Barford C, Bonan G, Carpenter SR, Chapin FS, Coe MT, Daily GC, Gibbs HK, Helkowski JH, Holloway T, Howard EA, Kucharik C J, Monfreda C, Patz JA, Prentice IC, Ramankutty N, Snyder PK (2005) Global consequences of land use. *Science* 309: 570-574

Forman RTT (2014) *Urban Ecology: Science of Cities*. Cambridge University Press

Gairola S, Noresah MS (2010) Emerging trend of urban green space research and the implications for safeguarding biodiversity: a viewpoint. *Nature and Science* 8: 43-49

Gardiner MM, Landis DA, Gratton C, Schmidt N, O'Neal M, Mueller E, Chacon J, Heimpel GE (2010) Landscape composition influences the activity density of Carabidae and Arachnida in soybean fields. *Biol Control* 55: 11-19

Gardiner MM, Prajzner SP, Burkman CE, Albro S, Grewal PS (2014) Vacant land conversion to community gardens: influences on generalist arthropod predators and biocontrol services in urban greenspaces. *Urban Ecosyst* 17: 101-122

Gibb E, Hochuli DF (2002) Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biol Conserv* 106: 91-100

Gibson CWD, Hamblen C, Brown VK (1992) Changes in spider (Araneae) assemblages in relation to succession and grazing management. *J Appl Ecol* 29: 132-142

Gilbert JA, Butt KR (2009) Evaluation of digital photography as a tool for field monitoring in potentially inhospitable environments. *Mires and peat* 5: 1-6

Gleiser RM, Zalazar LP (2010) Distribution of mosquitoes in relation to urban landscape characteristics. *Bull Entomol Res* 100: 153-158

Goddard MA, Dougill AJ, Benton TG (2009) Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends Ecol Evol* 25(2): 90-98

González A, Liljesthröm G, Minervino E, Castro D, González S, Armendano A (2009) Predation by *Misumenops pallidus* (Araneae: Thomisidae) on insect pests of soybean cultures in Buenos Aires Province, Argentina. *J Arachnol* 37: 282-286

Gotelli NJ, Colwell RK (2010) Estimating species richness. In: Magurran AE, McGill BJ (eds) *Biological diversity: Frontiers in measurement and assessment*. Oxford University Press, Oxford. 39-54 pp

Gotelli NJ, Chao A (2013) Measuring and Estimating Species Richness, Species Diversity, and Biotic Similarity from Sampling Data. In: Levin S.A. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversity*, second edition, Volume 5, 195-211 pp

Gravesen E (2000) Spiders (Araneae) and other invertebrate groups as ecological indicators in wetland areas. Gajdoš P, Pekár S (eds): *Proceedings of the 18th European Colloquium of Arachnology*, Stará Lesná, 1999. *Ekológia (Bratislava)*, Vol. 19, Supplement 4/2000, 39-42 pp

Green J (1999) Sampling method and time determines composition of spider collections. *J Arachnol* 27: 176-182

Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM (2008) Global change and the ecology of cities. *Science* 319: 756-760

Grimmond S (2007) Urbanization and global environmental change: local effects of urban warming. *Geogr J* 173: 83-88

Grismado CJ (2007) Comunidades de arañas de la Reserva Natural Otamendi, Provincia de Buenos Aires. Riqueza específica y diversidad. Trabajo de seminario final para la obtención del título de Técnico Universitario en Gestión, Manejo y Conservación de Biodiversidad. Universidad CAECE.

Grismado C, Ramírez M J, Izquierdo MA (2014) Araneae: taxonomía, diversidad y clave de identificación de familias de la Argentina. En Roig-Juñent, S.; L.E. Claps & J.J. Morrone (Directores). *Biodiversidad de Artrópodos Argentinos volumen 3*. 55-94 pp. Editorial INSUE - UNT, San Miguel de Tucumán, Argentina.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD (2001) PAST: Palaeontological Statistics software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9 pp

Hobbs RJ, Arico S, Aronson J, Baron JS, Bridgewater P, Cramer VA, Epstein PR, Ewel JJ, Klink CA, Lugo AE, Norton D, Ojima D, Richardson DM, Sanderson EW, Valladares F, Vilà M, Zamora R, Zobel M (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecol Biogeogr* 15: 1-7

Hogg BN, Daane KM (2010) The role of dispersal from natural habitat in determining spider abundance and diversity in California vineyards. *Agric Ecosyst Environ* 135: 260-267

Horváth R, Magura T, Tóthmérész B (2012) Ignoring ecological demands masks the real effect of urbanization: a case study of ground-dwelling spiders along a rural–urban gradient in a lowland forest in Hungary. *Ecol Res* 27: 1069-1077

Horváth R, Elek Z, Lövei GL (2014) Compositional changes in spider (Araneae) assemblages along an urbanization gradient near a Danish town. *Bull Insectology* 67: 255-264

Huang PS, Tso IM, Lin HC, Lin LK, CP Lin (2011) Effects of thinning on spider diversity of an East Asian subtropical plantation forest. *Zool Stud* 50(6): 705-717

Ishitani M, Kotze DJ, Niemelä J (2003) Changes in carabid beetle assemblages across an urban-rural gradient in Japan. *Ecography* 26: 481-489

Jiménez ML (1998) Aracnofauna asociadas a las viviendas de la ciudad de La Paz B.C.S. México. *Folia entomológica Mexicana* 102: 1-10

Jiménez-Valverde A, Hortal J (2003) Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Rev Iber Aracnol* 8: 151-161

Jiménez-Valverde A, Baselga A, Melic A, Txasko N (2010) Climate and regional beta-diversity gradients in spiders: dispersal capacity has nothing to say? *Insect Conserv Divers* 3: 51-60

Jost L, González-Oreja JA (2012) Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta Zool lilloana* 56: 3-14

Kaltsas D, Panayiotou E, Chatzaki M, Mylonas M (2014) Ground spider assemblages (Araneae: Gnaphosidae) along an urban-rural gradient in the city of Heraklion, Greece. *Eur J Entomol* 111: 59-67

Kaye JP, Groffman PM, Grimm NB, Baker LA, Pouyat RV (2006) A distinct urban biogeochemistry? *Trends Ecol Evol* 4: 192-199

Kindt R, Coe R (2005) Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF).

Košulič O, Michalko R, Hula V (2016) Impact of canopy openness on spider communities: Implications for conservation management of formerly coppiced oak forests. *PLoS ONE* 11(2): e0148585

Kowarik I (2011) Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ Pollut* 159: 1974-1983

Leveau LM, Leveau CM (2004) Comunidades de aves en un gradiente urbano de la ciudad de Mar del Plata, Argentina. *Hornero* 19: 13-21

- Liljesthröm G, Minervino E, Castro D, Gonzalez A (2002) La comunidad de arañas del cultivo de soja en la Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Neotro Entomol* 31(2): 197-210
- López-Lezama D, Armendano A, Scioscia C, González S, Barneche J, Giambelluca L, Reboredo G, Gabellone C, González A (2017) Diversidad de Theridiidae (Araneae) en la Reserva Natural e Histórica Isla Martín García (Buenos Aires-Argentina). *Caldasia* 39(1): 169-181
- Mader V, Birkhofer K, Fiedler D, Thorn S, Wolters V, Diehl E (2016) Land use at different spatial scales alters the functional role of web-building spiders in arthropod food webs. *Agric Ecosyst Environ* 219: 152-162
- Maelfait JP, Hendrickx F (1998) Spiders as bio-indicators of anthropogenic stress in natural and semi-natural habitats in Flanders (Belgium): some recent developments. Selden PA (ed.): *Proceedings of the 17th European Colloquium of Arachnology, Edinburgh 1997*
- Magura T, Tóthmérész B, Molnár T (2004) Changes in carabid beetle assemblages along an urbanisation gradient in the city of Debrecen, Hungary. *Landscape Ecol* 19: 747-759
- Magura T, Tóthmérész B, Hornung E, Horváth R (2008) Urbanisation and ground-dwelling invertebrates. *Urbanization: 21st Century Issues and Challenges*, 213-225 pp
- Magura T, Horváth R, Tóthmérész B (2010) Effects of urbanization on ground-dwelling spiders in forest patches, in Hungary. *Landsc Ecol* 25: 621-629
- Magurran AE (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm Ltd. London 179 pp
- Magurran AE (2004) *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell. 264 pp
- Mangudo C, Aparicio JP, Rossi GC, Gleiser RM (2017) Tree hole mosquito species composition and relative abundances differ between urban and adjacent forest habitats in northwestern Argentina. *Bull Entomol Res* 3: 1-10
- Marc P, Canard A (1997) Maintaining spider biodiversity in agroecosystems as a tool in pest control. *Agric Ecosyst Environ* 62: 229-235
- Marc P, Canard A, Ysnel F (1999) Spiders (Araneae) useful for pest limitation and bioindication. *Agric Ecosyst Environ* 74: 229-273
- Marfil F, Scioscia CL, Armendano A, González A (2015) Diversity of Salticidae (Arachnida: Araneae) in the Historical and natural Reserve “Martín García Island”, Argentina. *J Nat Hist* doi: 10.1080/00222933.2015.1082655.

Marín Loayza R, Herrera JA, Páez JN (2013) Biodiversidad microtemporal de la aracnofauna en el agrosistema del olivo cultivar Arauco en La Rioja, Argentina. UNLaR Ciencia 1: 15-18

Marrero HJ, Pompozzi G, Torreta JP (2015) Presas y sitios de captura utilizados por araña cangrejo (Araneae: Thomisidae y Philodromidae) en un pastizal del centro de Argentina. Ecol Austral 25: 19-25

Marzluff JM (2001) Worldwide urbanization and its effects on birds. In: Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (eds) avian ecology and conservation in an urbanizing world, kluwer academic publishers, Norwell, 19-48 pp

McDonald B (2007) Effects of vegetation structure on foliage dwelling spider assemblages in native and non-native Oklahoma grassland habitats. Proc Okla Acad Sci 87: 85-88

McDonnell MJ, Pickett STA (1990) Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. Ecology 4(71): 1232-1237

McIntyre NE (2000) Ecology of urban arthropods: A review and a call to action. Ann Entomol Soc Am 93(4): 825-835

McIntyre NE, Rango J, Fagan WF, Faeth SH (2001) Ground arthropod community structure in a heterogeneous urban environment. Landsc Urban Plan 52: 257-274

McKinney ML (2002) Urbanization, biodiversity and conservation. BioScience 52: 883- 890

McKinney ML (2006) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. Biol Conserv 127: 247-260

McKinney ML (2008) Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals. Urban Ecosyst 11: 161-176

Moorhead LC, Philpott SM (2013) Richness and composition of spiders in urban green spaces in Toledo, Ohio. J Arachnol 41: 356-363

Moreno CE, Barragán F, Pineda E, Pavón NP (2011) Reanalyzing alpha diversity: alternatives to understand and compare information about ecological communities. Rev Mex Biodivers 82: 1249-1261

Moyano RD (2008) Aracnoidismo: arañas y escorpiones de importancia médica en Argentina. 1era edición- Buenos Aires: L.O.L.A.

Municipalidad de Córdoba (2014) Córdoba una ciudad en cifras. Guía estadística de la Ciudad de Córdoba. Secretaría de Planeamiento y Desarrollo Estratégico.

Niemelä J, Kotze J, Ashworth A, Brandmayr P, Desender K, New T, Penev L, Samways M, Spence J (2000) The search for common anthropogenic impacts on biodiversity: a global network. *J Insec Conserv* 4: 3-9

Niemelä J, Kotze J, Venn S, Penev L, Stoyanov I, Spence J, Hartley D, Montes de Oca E (2002) Carabid beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae) across urban-rural gradients: an international comparison. *Landscape Ecol* 17: 387-401

Núñez I, Gonzalez-Gaudiano E, Barahona A (2003) La biodiversidad: historia y contexto de un concepto. INCI [online]. vol.28, n.7, pp. 387-393. ISSN 0378-1844.

Nyffeler M, Sunderland KD (2003) Composition, abundance and pest control potential of spider communities in agroecosystems: a comparison of European and US studies. *Agric Ecosyst Environ* 95: 579-612

O'Hara RB, Kotze JD (2010) Do not log-transform count data. *Methods Ecol Evol* 1: 118-122

Öberg S, Ekbom B, Bommarco R (2007) Influence of habitat type and surrounding landscape on spider diversity in Swedish agroecosystems. *Agric Ecosyst Environ* 122: 211-219

Pearce S, Zalucki MP, Hassan E (2005) Spider ballooning in soybean and non-crop areas of southeast Queensland. *Agric Ecosyst Environ* 105: 273-281

Pearce JL, Venier LA (2006) The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecol Indic* 6: 780-793

Philpott SM, Cotton J, Bichier P, Friedrich RL, Moorhead LC, Uno S, Valdez M (2014) Local and landscape drivers of arthropod abundance, richness, and trophic composition in urban habitats. *Urban Ecosyst* 17: 513-532

Pires DA, Gleiser RM (2010) Mosquito fauna inhabiting water bodies in the urban environment of Córdoba city, Argentina, following a Saint Louis encephalitis outbreak. *J Vector Ecol* 35(2): 401-409

Platen R, Berger G, Malt S (2013) The impact of structural and landscape features of set-asides on the spiders (Araneae) of the herb layer. *J Arachnol* 41: 143-150

Polis GA, Hurd SD (1995) Extraordinarily high spider densities on islands: flow of energy from the marine to terrestrial food webs and the absence of predation. *Proc Natl Acad Sci* 92: 4382-4386

Pompozzi G, Peralta L, Simó M (2013) The invasive spider *Badumna longinqua* (L. Koch, 1867) (Araneae: Desidae) in Argentina: New distributional records, with notes on its expansion and establishment. Check List 9(3): 218-221

R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Rajakaruna H, Drake DAR, Chan FT, Bailey SA (2016) Optimizing performance of nonparametric species richness estimators under constrained sampling. Ecol Evol 6: 7311-7322

Ramakrishnaiah T, Jayaprakash N, Ramakrishna S (2016) Impact of urbanization on population dynamics of spider species in Bangalore. Int J Pure Appl Zool 4: 18-23

Rubio GD, Minoli I, Piacentini L (2007) Patrones de abundancia de cinco especies de arañas lobo (Araneae: Lycosidae) en dos ambientes del Parque Nacional Mburucuyá, Corrientes, Argentina. Brenesia 67: 59-67

Rubio GD, Corronca J, Damborsky M (2008) Do spider diversity and assemblage change on different contiguous habitats? A case on protected habitats of Humid Chaco Ecoregion, North-East of Argentina. Environ Entomol 37: 419-430

Rubio GD, Moreno C (2010) Orb-Weaving spider diversity in the Iberá Marshlands, Argentina. Neotrop Entomol 39: 496-505

Rubio GD (2014) Baseline richness of Salticidae (Araneae) from Misiones, Argentina. Peckhamia 118: 1-21

Rubio GD (2015) Diversidad de arañas (Araneae, Araneomorphae) en la selva de montaña: un caso de estudio en las yungas argentinas. Graellsia 71(2): e029

Rubio GD (2016) Using a jumping spider fauna inventory (Araneae: Salticidae) as an indicator of their taxonomic diversity in Misiones, Argentina. Rev Biol Trop 64: 875-883

Rybak J, Olejniczak T (2014) Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on the spider webs in the vicinity of road traffic emissions. Environ Sci Pollut Res 21: 2313-2324

Rypstra AL, Carter PE, Balfour RA, Marshall SD (1999) Architectural features of agricultural habitats and their impact on the spider inhabitants. J Arachnol 27: 371-377

Samu F, Sunderland KD, Topping CJ, Fenlon JS (1996) A spider population in flux: selection and abandonment of artificial web-sites and the importance of intraspecific

interactions in *Lepthyphantes tenuis* (Araneae: Linyphiidae) in wheat. *Oecologia* 106: 228-239

Sattler T, Borcard D, Arlettaz R, Bontadina F, Legendre P, Obrist MK, Moretti M (2010) Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology* 91: 3343-3353

Savard JPL, Clergeau P, Mennechez G (2000) Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landsc Urban Plan* 48: 131-142

Scheidler M (1990) Influence of habitat structure and vegetation architecture of spiders. *Zool Anz* 225: 333-340

Schmidt MH, Roschewitz I, Thies C, Tscharnkte T (2005) Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *J Appl Ecol* 42: 281-287

Shochat E, Stefanov WL, Whitehouse EA, Faeth SH (2004) Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity. *Ecol Appl* 14: 268-280

Shochat E, Warren PS, Faeth SH, McIntyre NE, Hope D (2006) From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends Ecol Evol* 21: 186-191

Simó M, Laborda A, Jorge C, Castro M (2011) Las arañas en agroecosistemas: bioindicadores terrestres de calidad ambiental. *Revista del Laboratorio Tecnológico del Uruguay* 6: 51-55

Simonneau M, Courtial C, Pétilion J (2016) Phenological and meteorological determinants of spider ballooning in an agricultural landscape. *C R Biologies* 339: 408-416

Sørensen LL (2004) Composition and diversity of the spider fauna in the canopy of the montane forest in Tanzania. *Biodivers Conserv* 13: 437-452

Tacuare-Ríos A, Brescovit AD, Canals M (2013) Synanthropic spiders (Arachnida: Araneae) from Chile. *Rev Iber Aracnol* 23: 49-56

Thorbek P, Topping CJ (2005) The influence of landscape diversity and heterogeneity on spatial dynamics of agrobiont linyphiid spiders: An individual-based model. *BioControl* 50: 1-33

Thorn S, Bußler H, Fritze MA, Goeder P, Müller J, Weiß I, Seibold S (2016) Canopy closure determines arthropod assemblages in microhabitats created by windstorms and salvage logging. *For Ecol Manag* 381: 188-195

Tratalos J, Fuller RA, Warren PH, Davies RG, Gaston KJ (2007) Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landsc Urban Plan* 83: 308-317

- Turrini T, Knop E (2015) A landscape ecology approach identifies important drivers of urban biodiversity. *Glob Change Biol* 21: 1652-1667
- Ubick D, Paquin P, Cushing PE, Roth V (2005) Spiders of North America: an identification manual. American Arachnology Society, Keene (New Hampshire). 377 pp
- Uetz GW, Halaj J, Cady AB (1999) Guild structure of spiders in major crops. *J Arachnol* 27: 270-280
- Varady-Szabo H, Buddle MC (2006) On the relationships between ground-dwelling spider (Araneae) assemblages and dead wood in a northern sugar maple forest. *Biodivers Conserv* 15: 4119-4141
- Varet M, Pétilion J, Burel F (2011) Comparative responses of spider and carabid beetle assemblages along an urban-rural boundary gradient. *J Arachnol* 39: 236-243
- Varet M, Burel F, Lafage D, Pétilion J (2013) Age-dependent colonization of urban habitats: a diachronic approach using carabid beetles and spiders. *Animal Biol* 63: 257-269
- Vergnes A, Le Viol I, Clergeau P (2012) Green corridors in urban landscapes affect the arthropod communities of domestic gardens. *Biol Conserv* 145: 171-178
- Vergnes A, Pellissier V, Lemperiere G, Rollard C, Clergeau P (2014) Urban densification causes the decline of ground-dwelling arthropods. *Biodivers Conserv* 23: 1859-1877
- Vona-Túri D, Szmátóna-Úri T, Kádár F, Kiss B, Weiperth A, Gál B (2016) Ground-dwelling arthropod (Araneae, Coleoptera: Carabidae, Isopoda: Oniscidea) assemblages on Hungarian main road verges. *Agric Environ* 8: 98-113
- Weibull AC, Östman Ö, Granqvist A (2003) Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Biodivers Conserv* 12: 1335-1355
- Weterings R, Umponstira C, Buckley HL (2014) Predation on mosquitoes by common Southeast Asian house-dwelling jumping spiders (Salticidae). *Arachnology* 16(4): 122-127
- World Spider Catalog (2017) World Spider Catalog. Natural History Museum Bern, online at <http://wsc.nmbe.ch>, version 18.5, ingreso: 27 de octubre. doi: 10.24436/2
- Zapata LV, Grismado CJ (2015) Lista sistemática de arañas (Arachnida: Araneae) de la Reserva Ecológica Costanera Sur (Ciudad Autónoma de Buenos Aires, Argentina), con notas sobre su taxonomía y distribución. *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat., n.s.* 17(2): 183-211

Zeische TM, Roth M (2008) Influence of environmental parameters on small-scale distribution of soil-dwelling spiders in forests: What makes the difference, tree species or microhabitat? *For Ecol Manag* 255: 738-752

Zentane E, Quenu H, Graham RI, Cherrill A (2016) Suction samplers for grassland invertebrates: comparison of numbers caught using VortisTM and G-vac devices. *Insect Conserv Divers* 9: 470-474

Zolotarev MP, Belskaya EA (2015) Ground dwelling Invertebrates in a large industrial city: differentiation of recreation and urbanization effects. *Contemp Probl Ecol* 8: 83-90